

NIVA

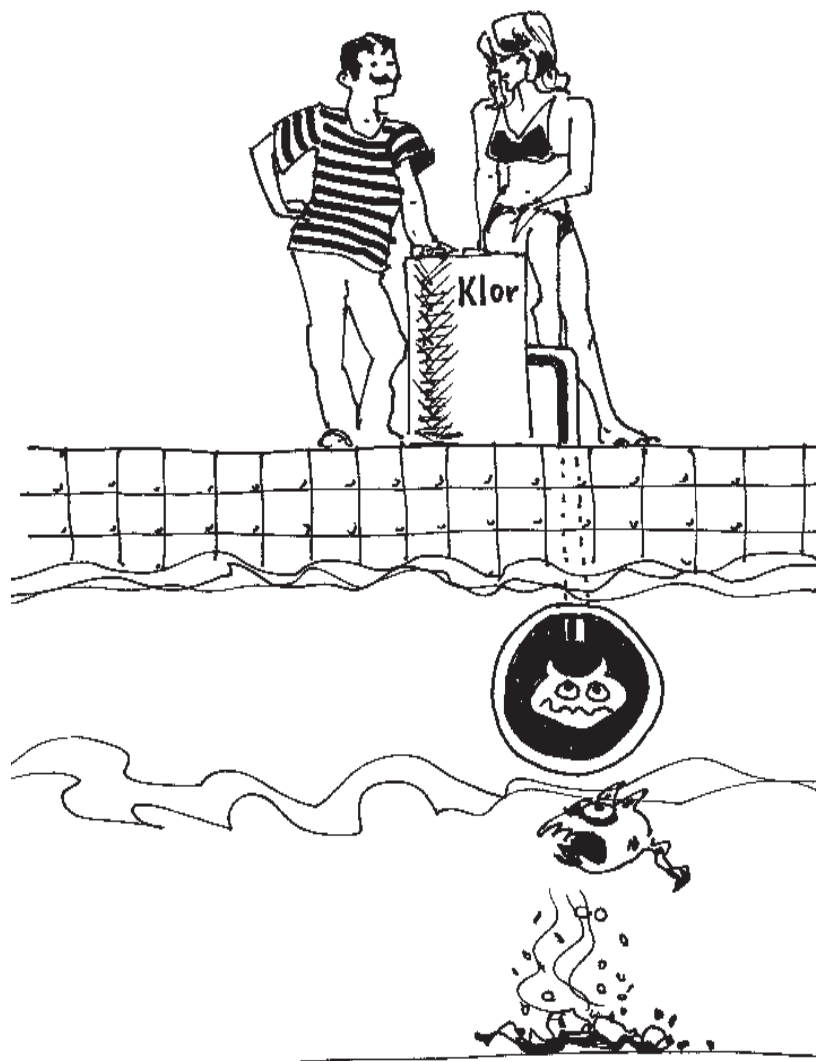


RAPPORT LNR 4318-2000

Vannkvalitet og vann- behandling i bade- og svømmeanlegg



PARK og IDRETT



Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-NIVA A/S

9015 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Vannkvalitet og vannbehandling i bade- og svømmeanlegg	Løpenr. (for bestilling) LNR 4318-2000	Dato 11.09.01
	Prosjektnr. Undernr. O-99050	Sider Pris 68
Forfatter(e) Helge Liltved Christian Vogelsang Eigil Iversen Harry Efraimsen	Fagområde Vannforsyning	Distribusjon
	Geografisk område Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Badfaglig forum	Oppdragsreferanse Jan Zander
-------------------------------------	---------------------------------

Sammendrag

Denne rapporten er ment å tjene som en veileder for alle som er ansvarlig for vannkvalitet i norske bade- og svømmeanlegg, samt som kurslitteratur ved grunnkurs og spesialkurs i vannbehandling i regi av Badfaglig forum. "Forskrift for badeanlegg, bassengbad og badstu m.v." fastsatt av Sosial- og helsedepartementet 13. juni 1996, er lagt til grunn når det gjelder krav til vannkvalitet og vannbehandling.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Svømmeanlegg	1. Swimmingpool
2. Vannkvalitet	2. Water quality
3. Vannrensing	3. Watertreatment
4. Desinfeksjon	4. Disinfection

Helge Liltved
Helge Liltved
Prosjektleder

Henning Mohn
Henning Mohn
Forskningsleder

Torsten Källqvist
Torsten Källqvist
Forskningsjef

ISBN 82-577-3950-2

Vannkvalitet og vannbehandling i bade- og svømmeanlegg

Forord

Med støtte fra Kulturdepartementet ga NIVA i 1989 ut rapporten "Undersøkelse av vannkvalitet i bassengbad" (Kristiansen 1989). Denne har fungert som veileder og rettesnor for alle som er ansvarlige for vannkvalitet i norske bad- og svømmeanlegg. Rapporten er sentral litteratur ved grunnkurs og spesialkurs i vannbehandling i regi av Badfaglig forum. Imidlertid har det fra flere hold blitt uttrykt ønske om en oppdatering i samsvar med "Forskrift for badeanlegg, bassengbad og badstu m.v." fastsatt av Sosial- og helsedepartementet 13. juni 1996. I foreliggende reviderte veileder har tilstandsundersøkelsene utført i 1987 og 1988 får mindre dominerende plass, mens vannbehandlingsdelen er blitt oppdatert i henhold til ny kunnskap og teknologi på området. Den omtalte forskriften av 13. juni 1996 vil gjennom veilederen bli referert til som Forskriften med tilhørende paragrafer.

Revideringsarbeidet ble startet våren 1999 med midler fra Kulturdepartementet. Styringsgruppen for prosjektet har hatt følgende sammensetning:

Jan Zander, Badfaglig forum (leder av styringsgruppa)

Truls Krogh, Folkehelsa (nestleder)

Tore Kristiansen, Pahlen Oslo AS

Tore Mentsen, Ankerskogen svømmehall

Helge Liltved, NIVA

NIVA har stått som hovedansvarlig for utarbeidelsen av rapporten, med faglig støtte og veiledning fra medlemmene i styringsgruppa.

Grimstad, september 2001

Helge Liltved

Innhold

Akronymer	7
Sammendrag	8
1. Innledning	10
2. Vannkvalitet	11
2.1 Organisk stoff	11
2.1.1 Partikulært materiale	11
2.1.2 Løste forbindelser	12
2.1.3 Måling av organisk stoff	13
2.2 Fritt og bundet klor	14
2.2.1 Måling av fritt og bundet klor	15
2.3 Nitrogenforbindelser	15
2.4 Trihalometaner	16
2.4.1 Måling av THM	16
2.5 pH	16
2.5.1 Måling av pH	17
2.6 Salter	17
2.6.1 Måling av saltinnhold	17
2.7 Mikroorganismer	18
2.7.1 Bakterier	18
2.7.2 Andre mikroorganismer	21
2.7.3 Bakteriologisk prøvetaking, kvantifisering og identifisering	22
3. Vannbehandling	24
3.1 Badeanleggets utforming	24
3.2 Rensetrinnet	25
3.2.1 Filtrering	25
3.2.2 Partikkeldestabilisering	28
3.2.3 Bufring og pH-regulering	29
3.3 Desinfeksjon	30
3.3.1 Desinfeksjonsmidlenes egenskaper	30
3.3.2 Desinfeksjonsmekanismene	32
3.3.3 Faktorer som påvirker desinfeksjonseffekten	32
4. Klorering	35
4.1 Kloreringskemikaliene	35
4.2 Aktive klorforbindelser; fritt og bundet klor	36
4.3 Knekkpunktsklorering	37
4.4 Mikrobiell inaktivering	39
4.4.1 Inaktiveringsmekanismer	39
4.4.2 Desinfeksjonens effektivitet	40
4.5 Faktorer som reduserer desinfeksjonseffekten; mulige tiltak	40
4.5.1 Nitrogenforbindelser og rester av fellingskemikalier	40

4.5.2 Partikulært materiale	42
4.5.3 Sollys	42
4.6 Helsemessige aspekter	43
4.6.1 Dannelse av klororganiske forbindelser	43
4.6.2 Øyesvie og ”klorlukt”	44
5. Alternative desinfeksjonsmetoder	46
5.1 Hydrogenperoksid	46
5.1.1 Hydrogenperoksid som desinfeksjonsmiddel	47
5.1.2 Norske driftserfaringer	47
5.2 Ozon	48
5.2.1 Drift av ozonerings-anlegg	48
5.2.2 Ozon som desinfeksjonsmiddel	50
5.2.3 Mikrobiell inaktivering	51
5.2.4 Reaksjoner som bestemmer ozon-behovet	51
5.2.5 Uheldige biprodukter	51
5.2.6 Ozon kombinert med andre desinfeksjonsmidler	53
5.3 UV-bestråling	53
5.3.1 UV-lys og dose	53
5.3.2 UV-anlegg	54
5.3.3 Mikrobiell inaktivering og reaktivering	55
5.3.4 Faktorer som påvirker UV-bestrålingens desinfeksjonseffekt	56
5.3.5 I kombinasjon med klor	57
5.4 Kobber og sølv	58
5.4.1 Kobber og sølv som desinfeksjonsmidler	58
5.4.2 Mikrobiell inaktivering	58
5.5 Brom	59
5.5.1 Brom som desinfeksjonsmiddel	59
5.5.2 Uheldige biprodukter	60
5.5.3 I kombinasjon med klorering	60
5.5.4 I kombinasjon med ozon	60
6. Korrosjon i badeanlegg	61
6.1 Hva er korrosjon ?	61
6.2 Korrosjon på støpejern og stål	62
6.3 Korrosjon på kobber	62
6.4 Sink som korrosjonsbeskytter	63
6.5 Korrosjon på varmeelementer	63
6.6 Korrosjon på sementbaserte materialer	64
7. Referanser	65

Akronymer

CTC	5-cyano-2,3-ditolyl tetrazoliumklorid
CTF	formazan av CTC
DAPI	4'-6-diamidino-2-fenylindol
DNA	deoksyribonukleinsyre
DPD	N,N-dietyl-p-fenyldiamin (til klorbestemmelse)
ELISA	enzymkoblet immunoassay
FNU	formazin nephelometric units (turbiditetsenhet)
GAC	granulert aktivt kull
HOB	halogenerte organiske biprodukter
HP	hydrogenperoksid
KOF	kjemisk oksygenforbruk
NOM	naturlig organisk materiale
PAC	aktivt kull på pulverform
PACl	polymerisert aluminiumklorid
PAX	polymerisert aluminiumsulfat
Pt	platinakoboltkloridstandard (fargeenhet)
RNA	ribonukleinsyre
THM	trihalometaner
TOC	totalt organisk karbon
TSS	totalt suspendert tørstoff
UV	ultraviolet

Sammendrag

Denne rapporten er ment å tjene som en veileder og rettesnor for alle som er ansvarlige for vannkvalitet i norske bad- og svømmeanlegg, samt som litteratur ved grunnkurs og spesialkurs i vannbehandling i regi av Badfaglig forum. "Forskrift for badeanlegg, bassengbad og badstu m.v." fastsatt av Sosial- og helsedepartementet 13. juni 1996 er lagt til grunn når det gjelder krav til vannkvalitet og vannbehandling.

Bassengbad fylles vanligvis med vann fra ledningsnettet, men tilsettes i enkelte tilfeller sjøvann når badet ligger i kystnære strøk. Sjøvannet gir et mer behaglig badevann, men øker samtidig faren for korrosjon i anlegget.

Vannet i bassengbad vil motta en rekke ulike forurensninger via vanlige badeaktiviteter. Hver enkelt badende vil avgi døde hudceller, noen desiliter svette, små mengder urin, og noen få gram fett, olje og kosmetikk til bassengvannet. Dersom dette ikke fjernes ved rensing og utskifting av vann, vil det over tid oppkonsentreres og skape gode vekstvilkår for bakterier, samtidig som mengden desinfeksjonsmiddel (vanligvis klor) må økes for å oppnå tilstrekkelig effekt. Dette vil igjen kunne føre til økte konsentrasjoner av uønskede reaksjonsbiprodukter som halogenerte organiske forbindelser.

Vannet fra bassenget sirkuleres gjennom anleggets rensetrinn for fjerning av partikler og for etterfølgende desinfeksjon. Hovedkomponenten i renseanlegget er filteret, som normalt er et sandfilter eller et diatomittfilter. For å øke effekten av filtreringen tilsettes det ofte fellingsmidler (koagulanter og hjelpeflokkulanter). Disse er vanligvis aluminiumsbaserte salter.

For å begrense tilførslene og innholdet av organisk stoff og andre forurensninger i bassengvannet er følgende tiltak viktige:

- De badendes personlige hygiene. Dusj og kroppsvask med såpe før bading vil redusere tilførslene.
- Sørge for god rengjøring av basseng og bassenghall.
- Holde antall badende innenfor det som er anleggets dimensjonerende kapasitet.
- Skifte ut nok vann i forhold til antall badende. I merknadene til § 11 i Forskriften er det sagt at "ny tilførsel av vann bør være over 30 liter pr. badende pr. dag. For bassenger med temperatur 34°C eller høyere, bør mengden være over 60 liter pr. badende pr. dag".
- God drift av sirkulasjonssystemet med renseinnetninger. Kolloidale og partikulære organiske stoffer kan fjernes ved optimalisert felling og filtrering. Effektiv desinfisering vil sikre minimal risiko for at de badende pådrar seg infeksjoner, samtidig som uheldige biprodukter holdes på et kontrollert nivå.

Klorering er den eneste metoden som er tillatt brukt alene for desinfisering av bassengvann. Som et ledd i vurderingen av om hydrogenperoksid (HP) skal kunne tillates brukt alene som desinfeksjonsmetode i badeanlegg, har man tatt i bruk HP som eneste desinfeksjonsmiddel ved noen norske badeanlegg (enkelte steder i kombinasjon med UV-bestråling). Normal praksis ved HP-desinfeksjon er å opprettholde et minimumsnivå på 90 mg/l (ppm) for å sikre god bakteriologisk vannkvalitet. Sammenliknet med minimumsnivået for klor (0,4 - 1,0 mg/l, avhengig av temperaturen i badevannet), er dette svært høyt, og illustrerer at hydrogenperoksid er et betydelig svakere desinfeksjonsmiddel.

Andre aktuelle desinfeksjonsmidler er brom, sølv/kopper, UV-lys og ozon. Da det ved bruk av de to sistnevnte ikke opprettholdes en restkonsentrasjon i bassengvannet, må disse i alle tilfeller benyttes i

kombinasjon med andre desinfeksjonsmidler. Både UV og ozon vil kunne redusere mengden bundet klor. Ozon er et sterkt oksidasjonsmiddel som også vil bryte ned organisk stoff.

Av helsemessige årsaker, og for samtidig å sikre god fjerning av partikler, effektiv desinfeksjon og liten korrosjon, er det viktig at pH-verdien i bassengvannet ligger mellom 7,2 og 7,6. Ved bruk av natriumhypokloritt for desinfisering vil vannets pH-verdi stige, mens forholdet er omvendt ved bruk av klorgass. For å unngå pH-svingninger kan vannet tilsettes karbonat i form av karbondioksid (CO_2) eller natriumbikarbonat (NaHCO_3), noe som vil øke vannets bufferkapasitet. Tilsats av CO_2 vil senke pH. For desinfisering med natriumhypokloritt vil derfor CO_2 -tilsetning også kunne fungere som en enkel metode for å justere pH i bassengvannet uten at saltinnholdet øker.

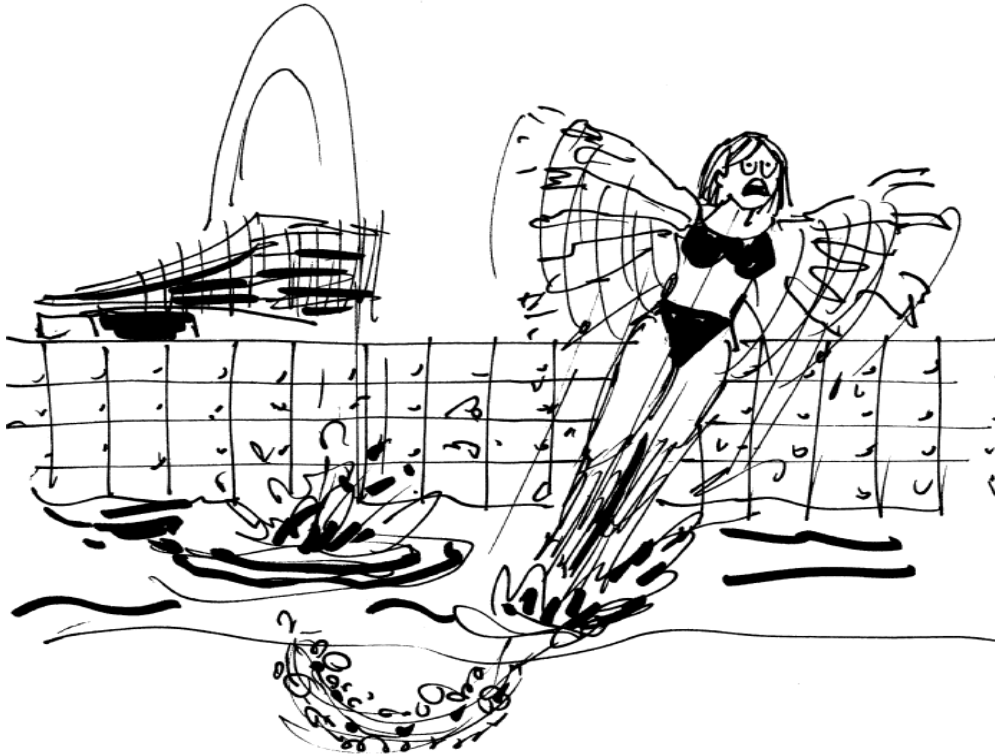
1. Innledning

Bestemmelser vedrørende hygiene og vannkvalitet i bad- og svømmeanlegg ble fastsatt av Sosial- og helsedepartementet 13. juni 1996, og framkommer i "Forskrift for badeanlegg, bassengbad og badstu m.v." I Forskriften er det bl.a. sagt at vannet skal være hygienisk tilfredstillende, være klart, uten farge og innbydende til bading (§16). For å oppfylle disse kravene er det viktig med kunnskap om vannkjemi og vannbehandling. Det er derfor å håpe at veilederen som presenteres her kan bidra til økt kunnskap på området.

Veilederens faglige innhold dekker læreplanene i Badfaglig forums grunnkurs og spesialkurs i vannbehandling, samt VK1-kurs for driftsoperatører - idrett. Dessuten er den tiltenkt en sentral plass som oppdatert rettesnor for alle som er ansvarlige for vannkvalitet i bade- og svømmeanlegg.

Det dukker stadig opp ny teknologi for rensing og behandling av vann i bassengbad. Det er viktig og nødvendig at det skjer en utvikling på teknologiområdet, da det er mange muligheter til å forbedre vannkvaliteten og derved også øke velværet for de badende. Imidlertid er det viktig at ny teknologi prøves ut grundig før det gjøres omfattende investeringer i nytt utstyr. God dokumentasjon av renseeffekt og kapasitet er viktig, i tillegg til klarlegging av mulige negative effekter ved høye restkonsentrasjoner av desinfeksjonsmidlene og eventuell dannelse av uheldige biprodukter. Erfaringer fra fullskaladrift over lengre tid er som oftest nødvendig for en fullgod evaluering av nytt utstyr.

I veilederen er det tatt med erfaringer fra noen anlegg hvor ny teknologi har vært utprøvd. Imidlertid er ofte effekter og eventuelle bieffekter ved bruk av ny teknologi i bassengbad for dårlig dokumentert.



Dårlig vannkvalitet gir utrivelige forhold for de badende.

2. Vannkvalitet

Bassengbadene skal fylles og etterfylles med vann som tilfredstiller helsemyndighetenes hygieniske krav til drikkevann. Vann fra kommunalt eller privat vannverk skal tilfredstille kravene som er gitt i ”Forskrift om vannforsyning og drikkevann m.m.” (Sosial- og helsedepartementet 1995). Det vil i praksis si at det i 100 ml av vannet ikke skal kunne påvises patogene (sykdomsfremkallende) mikroorganismer, representert ved koliforme bakterier, termotolerante koliforme bakterier, fekale streptokokker og sulfittreduserende klostridier.

På steder ved kysten hvor det er tilgang på rent sjøvann, kan bassenget fylles med en blanding av sjøvann og ferskvann. Ved et saltinnhold i nærheten av det saltinnholdet vi har i kroppen (0,9%), vil vannet virke behageligere å svømme i, og være mindre irriterende for øyne og slimhinner. Det blir også hevdet at det er lettere for konkurransesvømmere å oppnå gode tider i vann som inneholder salt.

Av hensyn til korrosjonsfaren anbefales det å holde saltinnholdet lavere enn 1% (Norsk Bassengbad Teknisk Forening 2000). Høyere saltinnhold stiller større krav til korrosjonsbestandighet for de materialer som er i kontakt med vannet. Spesielt utsatt er metallflater og armeringsstål i betong.

Vannet i bassengbad vil motta en rekke ulike forurensninger via vanlige badeaktiviteter. Hver enkelt badende vil avgi døde hudceller, noen desiliter svette, små mengder urin, og noen få gram fett, olje og kosmetikk til bassengvannet. Dersom det organiske stoffet ikke fjernes ved rensing og utskifting av vann, vil det over tid oppkonsentreres og skape gode vekstvilkår for bakterier. Økt mengde desinfeksjonsmiddel må også tilsettes på grunn av økt forbruk.

Vi kan i hovedsak skille mellom stoffmessige forurensninger og bakteriologiske forurensninger. De stoffmessige forurensningene kan foreligge på partikkelform eller være oppløst i vannet. Renseteknikk er det naturlig nok enklest å fjerne den delen av forurensningene som er på partikkelform.

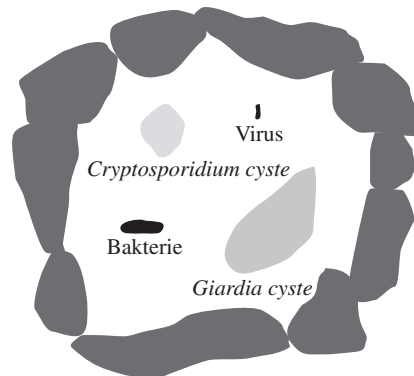
2.1 Organisk stoff

2.1.1 Partikulært materiale

Det partikulære materialet i bassengvann vil som oftest bestå av levende og dødt organisk materiale som hud- og hårrester, koagulerte proteiner, alger og bakterier. Det kan også være av uorganisk karakter, som leire, silt, uløste kalkforbindelser, samt rester av fellingsmidler fra vannbehandlingen. Vann med høyt partikkelinnhold vil ofte virke ”grumsete” og gi redusert siktedyp p.g.a. lysspredningen partiklene forårsaker. Lysspredningen er avhengig av partiklenes størrelse, slik at vann med et høyt innhold av kun meget små partikler (av kolloidal størrelse, dvs ca 10^{-9} - 10^{-6} m i diameter) likevel vil kunne virke gjennomsiktig og klart.

Når det ikke er badende i bassenget, vil partikulært materiale kunne falle til bunns. For å unngå at dette virvles opp på ny, kan det fjernes ved bunnsuging. Noe partikulært materiale vil også kunne flyte på overflaten sammen med fettforbindelser. Disse vil bli ledet ut av bassenget via overløpsrennene.

Høyt innhold av partikler medfører økt helsefare, siden mikroorganismer assosiert med partikler lettere overlever desinfeksjonsbehandlingen. Organismene kan ligge innkapslet i partiklene og dermed være skjermet for desinfeksjonsmiddelet, noe som er forsøkt illustrert i Figur 1. Desinfeksjonsmidlene er gjerne sterke oksydasjonsmidler med uspesifikt reaksjonsmønster, og vil dermed også forbrukes i reaksjoner med annet partikulært materiale.



Figur 1. Innkapsling av ulike mikroorganismer i en partikkel.

2.1.2 Løste forbindelser

Som for partikulært materiale, vil også løste forbindelser kunne være av organisk eller uorganisk karakter.

Noe løst organisk materiale vil kunne tilføres bassengvannet via drikkevannsnettet i form av humus. Humus er en kompleks sammensetning av store organiske molekyler (oftest syrer), som dannes ved nedbrytning av planterester i og rundt drikkevannskildene. Ved høye konsentrasjoner vil vannet farges gulbrunt og gi høye fargetall. Høyt innhold av enkelte uorganiske forbindelser som jern og mangan kan også bidra til misfarging av vannet. I Forskriftens §16 er 5 mg Pt/l satt som høyeste tillatte verdi i bassenget.

Foruten vannkilden, er rense- og desinfeksjonsprosessene (fellingsmidler og desinfeksjonsmidler) og de badende selv, de viktigste tilførselskilder av løst organisk og uorganisk materiale.

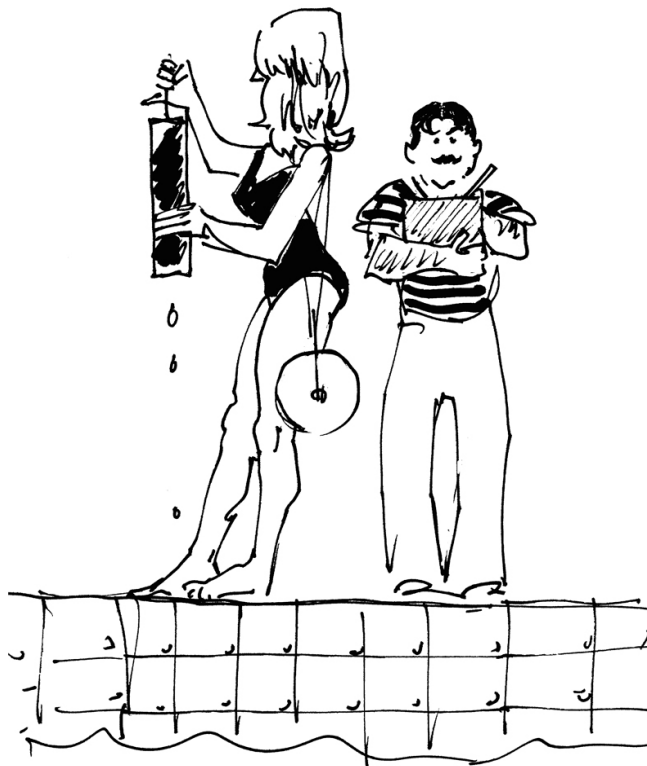
Høyt innhold av løst organisk stoff i bassengvannet skaper en rekke problemer, og de viktigste er:

- Gode vekstbetingelser for bakterier og næring til alger.
- Krever høy dosering av desinfeksjonsmiddel for å gi fri restkonsentrasjon i vannet.
- Kan gi høye konsentrasjoner av uønskede biprodukter, som f.eks halogenerte organiske forbindelser.
- Lite innbydende badevann på grunn av misfarging.

Viktige tiltak som kan settes inn for å begrense tilførslene og innholdet av organisk stoff i bassengvannet inkluderer:

- De badendes personlige hygiene. Dusj og kroppsvask med såpe før bading vil redusere tilførslene.
- Sørge for god rengjøring av basseng og bassenghall.
- Holde antall badende innenfor det som er anleggets dimensjonerende kapasitet.
- Skifte ut nok vann i forhold til antall badende. I merknader til § 11 i Forskriften er det sagt at "ny tilførsel av vann bør være over 30 liter pr. badende pr. dag. For bassenger med temperatur 34°C eller høyere, bør mengden være over 60 liter pr. badende pr. dag".
- God drift av sirkulasjonssystemet med reinneinretninger. Kolloidale og partikulære organiske stoffer kan fjernes ved optimalisert felling og filtrering. Effektiv desinfisering vil sikre minimal

risiko for at de badende pådrar seg infeksjoner, samtidig som uheldige biprodukter holdes på et kontrollert nivå.



Høyt fragetall og partikkelinnhold kan gi misfarging av badevannet.

2.1.3 Måling av organisk stoff

Som man vil skjønne av det ovenstående vil det organiske stoffet man normalt finner i bassengvannet kunne klassifiseres innenfor en rekke ulike kjemiske stoffgrupper. Men i renseteknisk og desinfeksjonsteknisk sammenheng, vil man kunne klare seg langt med en grov-karakterisering av det organiske materialet. Som allerede indikert, er skillet mellom suspendert og løst materiale viktig, i tillegg til differensieringen mellom organiske og uorganiske stoffer. I det følgende presenteres de vanligste generelle metodene for å karakterisere disse gruppene:

Kjemisk oksygenforbruk:

Et mål for vannets innhold av suspendert og løst organisk stoff er kjemisk oksygenforbruk (KOF). Kaliumpermanganat (KMnO_4) er et sterkt oksidasjonsmiddel som under sure betingelser og oppvarming vil oksidere det organiske stoffet i vannprøven. Analysemetoden er basert på bestemmelse av hvor mye oksygen i form av kaliumpermanganat (KMnO_4) som må til for å oksidere det organiske stoffet i en vannprøve. Jo mer organisk stoff som er tilstede, desto mer oksygen må til for total oksidering. I Forskriftens §16 er høyeste tillatte verdi oppgitt til 4 mg oksygen pr. liter (4 mg O/l). Dersom det er ønskelig å finne ut hvor mye KOF som er på oppløst form, kan vannprøven filtreres gjennom et membranfilter med 0,45 μm lysåpning før analysering.

Man skal være klar over at også enkelte uorganiske forbindelser, bl.a. hydrogenperoksid, vil gi et økt forbruk av kaliumpermanganat og derved høyne KOF-verdien. H_2O_2 har litt høyere oksydasjons-potensial enn KMnO_4 og vil derfor kunne oksydere denne. I basseng hvor hydrogenperoksid benyttes som desinfeksjonsmiddel måles høye KOF-verdier uten at innholdet av organisk karbon er spesielt

høyt. I slike tilfeller kan innholdet av organisk stoff bestemmes ved en TOC-analyse, hvor mengden totalt organisk karbon i prøven bestemmes ut fra hvor mye CO₂ som dannes ved fullstendig forbrenning. For bestemmelse av TOC må prøven sendes inn til et laboratorium for analysering.

Suspendert tørrstoff og turbiditet:

Den såkalte suspenderte andelen av det partikulære materialet bestemmes av praktiske årsaker ved membranfiltrering gjennom et filter med lysåpning på 0,45 µm. Dette gjør at mesteparten av de kolloidale partiklene går gjennom, mens partikler som normalt vil gi vannet en turbid (blakket eller grumset) karakter blir fjernet. Det som passerer gjennom filteret betegnes som *løst materiale*. Det *totale suspenderte tørrstoffet* (TSS) i vannet bestemmes ved å tørke det som blir holdt tilbake av filteret ved 105°C til konstant vekt.

Vannets *turbiditet* kan benyttes som et indirekte mål på partikkelinnholdet. Målemetoden er enkel å gjennomføre og baserer seg på partiklenes evne til å spre lys (nephelometri). Mengden reflektert lys i 90 grader på innstrålingsretningen blir sammenlignet med tilsvarende lysspredning i en kjent formazin-polymerstandard. Verdiene blir oppgitt som "formazin nephelometric units" (FNU; tidligere FTU). I følge Forskriften er høyeste akseptable verdi 0.5 FNU (§16). I praksis ved dette si at vannet skal være klart, og at bunnen skal kunne sees tydelig i alle deler av bassenget.

Ingen av disse to metodene klarer å skille mellom organisk og uorganisk materiale.

Løste forbindelser; fargetall:

Fargetallet er et mål på vannets innhold av løste humusforbindelser, selv om uorganisk stoffer som jern og mangan også kan gi et bidrag. Det er de såkalte kromofore forbindelsene (først og fremst aromatene) i humusen som i fremste rekke bidrar til den målbare fargen.

Fargetallet kan bestemmes visuelt eller fotometrisk. Ved så lave fargetall som det er snakk om i bassengbad, er den fotometriske metoden å foretrekke. Da partikler kan interferere, skal prøver som har en høyere turbiditet enn 2 FNU filtreres før bestemmelse. Den filtrerte prøven overføres til en 50 mm glasskyvette, og fargen måles som lysabsorbansen ved 410 nm med et spektrofotometer. Absorbansen blir sammenlignet med absorbansen for kjente standardløsninger av platinakoboltklorid med destillert vann som nullprøve. Vannets fargetall oppgis som mg Pt/l.

Det finnes flere enkle transportable spektrofotometere for måling av fargetall. Bølgelengden som benyttes kan variere noe fra instrument til instrument. For gode målinger ved lave fargetall er det viktig at kyvetten har en viss bredde (fortrinnsvis 50 mm lysvei).

2.2 Fritt og bundet klor

Klorering (i form av klorgass, natrium- eller kalsium hypokloritt) er foreløpig den eneste desinfeksjonsmetoden som er tillatt brukt alene i bade- og svømmebassenganlegg, og alt bassengvann vil derfor i utgangspunktet inneholde klor.

For å undertrykke mikrobiell oppblomstring og inaktivere patogene mikroorganismer i bassenget, har myndighetene fastsatt en nedre grense for fritt restklor i bassengvannet. *Fritt klor* regnes i denne sammenheng som summen av hypoklorsyre (HOCl) og hypokloritt-ion (OCl⁻). Denne grensen er satt ut fra vannets temperatur og varierer mellom 0.4 mg fritt klor pr. liter ved temperaturer på 27°C og lavere og 1.0 mg fritt klor pr. liter ved temperaturer over 37°C.

Klor er et sterkt oksidasjonsmiddel og vil derfor kunne oksidere en lang rekke mindre oksiderte organiske og uorganiske forbindelser. I badevannssammenheng er reaksjonene med ammonium,

nitrogenholdige organiske forbindelser, aminosyrer og fenoler av størst betydning. Reaksjonsproduktene er typisk kloraminer (monoklor-, diklor- og trikloraminer), aldehyder og organiske syrer, lavmolekylære klororganiske forbindelser som trihalometaner og lave konsentrasjoner av klorerte fenoler, anisoler, indoler og acetonitriler.

Under normale omstendigheter vil kloraminene, og da spesielt monokloramin, dominere i bassengvann. Summen av kloraminer betegnes *bundet klor*, og vil ha noe desinfiserende effekt. Ved siden av å gi en rekke uheldige biprodukter, fører alle disse reaksjonene til et ikke-desinfiserende forbruk av desinfeksjonsmiddel, og ønskes derfor minimert (se også kapittel 4.5). I Forskriftens §15 er maksimumsgrensen for bundet klor i vannet satt til 50% av konsentrasjonen av fritt klor (på Cl₂-basis), og skal til enhver tid være lavere enn 0.5 mg/l.

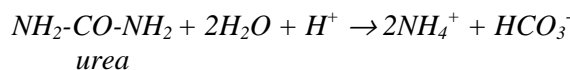
2.2.1 Måling av fritt og bundet klor

På grunn av begrenset stabilitet bør fritt og bundet klor måles på stedet umiddelbart etter uttaket av vannprøven. Det finnes hendige analyse-kits basert på Norsk Standards fotometriske bestemmelse av klor (NS-EN ISO 7393-2 2000) med N,N-dietyl-p-fenyldiamin (DPD). Fritt klor reagerer umiddelbart med DPD, og danner et stoff med rød farge viss intensitet er proporsjonal med mengden fritt klor i vannet. Absorbansen måles ved en bølgelengde på 530 nm. For bestemmelse av mengden bundet klor, måler man først *totalt klor* i vannprøven ved tilsats av jodid sammen med DPD. Bundet klor i løsningen vil oksidere jodid til jod, som så reagerer med DPD. Mengden bundet klor kan deretter beregnes ved å trekke mengden fritt klor fra totalmengden med klor.

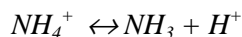
I tillegg til utstyr for manuelle målinger, finnes det i handelen flere instrumenter for automatisk potensiometrisk måling av fritt klor i bassengbad. Slike instrumenter gjør det mulig å overvåke og logge verdier for fritt klor kontinuerlig, samtidig som de egner seg godt til å styre klordoseringen. De automatiske målingene bør kontrolleres daglig mot manuell måling. Automatisk klormåling har til en viss grad overtatt for de såkalte redoks-målingene som ble benyttet tidligere.

2.3 Nitrogenforbindelser

Nitrogen i bassengvann stammer hovedsakelig fra organiske forbindelser som proteiner og urea (urinstoff). Ved hjelp av h.h.v. proteaser og ureaser, som er enzymer det normalt finnes mye av i ikke-rensset vann, vil nitrogenet frigis som ammonium (NH₄⁺). For urea kan reaksjonen forenklet skrives:



Ammonium vil være i en pH-avhengig likevekt med ammoniakk (NH₃), som vist i ligningen nedenfor. Ved en pH på 9,3 er konsentrasjonen av ammonium lik konsentrasjonen av ammoniakk. Ved de temperatur- og pH-verdier som er normale i bassengbad vil mer enn 90% foreligge som ammonium.



Som nevnt ovenfor, har konsentrasjonen av ammonium i svømmebasseng stor innflytelse på klorforbruket ved klorering. Ammonium reagerer hurtig med klor og danner såkalt bundet klor. Dette medfører et økt forbruk av klor for å gi nødvendig konsentrasjon av fritt restklor i vannet.

2.4 Trihalometaner

Når fritt klor reagerer med naturlig organisk materiale (NOM) kan det dannes halogenerte organiske biprodukter (HOB). Av disse er det normalt trihalometanene (THM) som vil dominere, men i vann med mye organisk nitrogen og noe lav pH vil HOB-forbindelser som haloacetonitriler, halopicriner og cyanoalider kunne dannes i relativt betydelige mengder. I ferskvann vil hovedtyngden av THM være kloroform (CHCl_3). I bassengvann med sjøvannsinnblanding, hvor sjøvannet bringer med seg små mengder bromid, kan også brom- og klorbromforbindelser utgjøre en del av THM. Disse vil også kunne dannes ved ozonering av bassengvann med innblandet sjøvann.

Siden trihalometaner er flyktige, vil det innstilles en likevekt mellom konsentrasjonen i bassengvannet og i luften i bassenghallen, med høyest konsentrasjon like over vannoverflaten. I en dansk undersøkelse, som omfattet 11 innendørs bassengbad, ble bassengvann og hall-luft analysert m.h.p. THM. Resultatene viste store variasjoner, med gjennomsnittlige kloroformkonsentrasjoner i vann og i luft 15 cm over vannflaten på henholdsvis 36 $\mu\text{g/l}$ og 155 $\mu\text{g/m}^3$. Undersøkelser av vannprøver fra badebasseng i bl.a USA og Sverige viste gjennomsnittlige THM-verdier mellom 50 $\mu\text{g/l}$ og 150 $\mu\text{g/l}$ (Copaken 1990).

Inntak av THM av badende skjer hovedsakelig ved inhalasjon, men også ved svelging av vann. I forsøk med konkurransesvømmere er det påvist at THM-konsentrasjonen i lungenes alveoler og i blodet øker i løpet av en viss tids intensiv svømming, i forhold til under hvile (Copaken 1990). Det gjennomsnittlige THM-innholdet i bassenghallen ble ikke ansett å representere noen helsefare, men konkurransesvømmere må sees på som en utsatt gruppe badere ved høye THM-konsentrasjoner i badevannet. På grunn av sin fettløselige karakter bindes THM til fettholdig vev. Noen av trihalometanene er potensielt mutagene (dvs. at de kan føre til endringer i arvestoffet; DNA) og karsinogene (kreftframkallende).

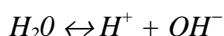
Den danske Miljøstyrelsen (1988) har satt krav til innholdet av THM i bassengvannet. I innendørsbassenger som er større enn 25 meter skal konsentrasjonen være lavere enn 50 $\mu\text{g/l}$, mens den i øvrige bassenger skal være lavere enn 100 $\mu\text{g/l}$. I den norske Forskriften er THM ikke nevnt.

2.4.1 Måling av THM

Analyser av THM utføres kun av et fåtall laboratorier i Norge. Prosedyren går i korthet ut på først å ekstrahere ut THM-innholdet med pentan, for deretter å analysere på de ulike klor- og brom-trihalometanene på en gasskromatograf. Vannprøver må fylles på rene flasker tilsatt natriumtiosulfat (8 mg/100 ml prøve) for fjerning av fritt klor. Laboratoriet vil være behjelpelig med å preparere prøveflasker.

2.5 pH

pH-verdien til en løsning defineres som den negative logaritmen til hydrogenion-konsentrasjonen (H^+). En vandig løsning vil alltid også inneholde en viss mengde hydroksylioner (OH^-), og konsentrasjonsforholdet mellom H^+ og OH^- vil være bestemt av vannets dissosiasjonslikevekt (vannets likevektskonstant, $K_w=10^{-14}$).



Et overskudd av H^+ (lav pH) gjør løsningen sur, mens en overvekt av OH^- (høy pH) gjør den basisk. Når konsentrasjonen av H^+ og OH^- er lik, er løsningen nøytral og har pH 7.

Det er viktig å holde bassengvannets pH-verdi på riktig nivå av flere grunner: Kloreringen fungerer mest effektivt ved lav pH. Imidlertid vil for lav pH gi økt korrosjon og større frigivelse av klorgass og kloraminer, med økt fare for øyeirritasjoner. Lav pH vil i seg selv også virke irriterende på øyne og slimhinner, da øyets pH er 7,4. For å balansere de nevnte forhold er det satt krav i Forskriften om at pH-verdien i bassengvann skal ligge mellom 7,2 og 7,6 (§16).

pH justeres vanligvis ned med CO₂ eller saltsyre, og opp med base (lut). Dette er nærmere beskrevet i kapittel 3.2.3.

2.5.1 Måling av pH

Den tidligst kjente metoden for måling av pH var å benytte seg av smakssansen på tungen. Dette var en upresis metode, som kun skilte mellom surt, nøytralt og basisk miljø. Nå har vi heldigvis mer moderne metoder som viser bedre hvor vi ligger på pH-skalaen.

”Moderne” metoder for å bestemme pH baserer seg vanligvis på potensiometrisk måling med en glasselektrode og en referanseelektrode. Den nedre del av glasselektroden (glassboblen) tillater inn- og ut-transport av H⁺-ioner, og potensialdifferanse mellom glasselektroden og referanseelektroden som dermed oppstår, står i forhold til antall H⁺-ioner i løsningen. Glass- og referanseelektroden er oftest montert sammen til én elektrode, og går under navnet kombinasjonselektrode.

Da temperaturen vil virke inn på pH-målingen, må man justere for temperaturen under måling. Alle pH-målere bør derfor være utstyrt med enten manuell eller automatisk temperaturkontroll. Det er en fordel å måle pH i et begerglass med kontinuerlig omrøring ved hjelp av f.eks. en magnetrører.

Nøyaktig pH-måling kan bare utføres dersom instrumentet først er kalibrert på en tilfredsstillende måte. Dette gjøres ved å kalibrere mot to bufferløsninger med pH-verdier på hver side av det aktuelle måleområdet, f.eks. pH 7 og pH 10. Det er viktig at vedlikeholdsinstruksen for elektroden og instrumentet følges nøye, og at elektroden rengjøres med destillert vann før og etter bruk.

2.6 Salter

I vannbehandlingsanlegget tilsettes kjemikalier med høyt saltinnhold for pH-regulering, felling og desinfisering. Hoveddelen av kjemikaliene som tilsettes lar seg ikke fjerne igjen i renseanlegget, noe som gjør at konsentrasjonene av ulike salter øker med driftstiden. Salter tilføres også med de badende.

Det er viktig å holde saltinnholdet i bassenget lavt, spesielt med tanke på korrosjon. Forhøyet kloridinnhold gir økt metallkorrosjon og kan gi skade på rørdeler, renseutstyr, varmeelementer og varmevekslere. Klorider kan også trenge inn i betongkonstruksjoner og forårsake korrosjon på armeringsstålet. Over tid kan natrium trenge inn i fugemasse og forårsake reaksjoner som gjør at flisene løsner. Korrosjonshastigheten øker med økende temperatur.

2.6.1 Måling av saltinnhold

Vannets evne til å lede elektrisk strøm (konduktivitet) er et mål for saltinnholdet. Det finnes enkle apparater for måling av konduktiviteten i millisiemens pr. m (mS/m). I bassengvann bør denne normalt være lavere enn 100 mS/m. Ved høyere verdier bør noe av bassengvannet skiftes ut for å redusere vannets saltinnhold til anbefalt nivå.

2.7 Mikroorganismer

Mikroorganismer vil i hovedsak komme inn i bade- og svømmeanleggene via de badende. Et viktig preventivt tiltak er den obligatoriske dusjingen før man entrer badet. Men selv om alle de badende har hva man kan kalle normal hygiene, vil det fremdeles kunne sitte en rikholdig mikroflora igjen på hud og i hår. Hvis ikke mengden mikroorganismer holdes nede, og spesielt patogene organismer fjernes helt, vil disse kunne forårsake infeksjoner hos de badende. Dette er bakgrunnen for at Forskriften har satt krav til en viss mengde alltid-tilstedeværende desinfiserende fri restklor i badevann.

Til mikroorganismer hører bakterier, sopp, virus, encellede alger og protozoer. De er, som navnet tilsier, så små (μm -skala) at det er kun med mikroskop det er mulig å se dem. Tradisjonelt har det vært bakterier man har ført kontroll med, men etter hvert har man blitt mer oppmerksom på at også virus, sopp og protozoer kan skape betydelige problemer.

Betegnelsen parasitt blir ofte brukt på protozoene, men parasitt-betegnelsen omfatter egentlig alle typer organismer som lever på eller i en annen organisme. I det tilfellet der parasitten skader sin vert, kalles det et patogen. Sagt med andre ord, vil en infeksjon (av en parasitt; det være seg en bakterie, sopp, virus eller protozoa) i et menneske ikke nødvendigvis skape et sykdomstilfelle. Det vil være en dynamisk relasjon mellom vertens forsvarssystem (menneskets immunforsvar) og parasittens aktiviteter.

Det er en enormt sammensatt flora av mikroorganismer som kan vokse opp i et badevann, og det er i praksis umulig og for dyrt å til en hver tid teste eventuell tilstedeværelse av alle mulige patogene arter. Man har derfor valgt ut én eller et fåtall indikatororganismer som skal kunne indikere om desinfiseringen er tilstrekkelig eller ikke. Indikatororganismen(e) skal reflektere inaktiveringen av den mest resistente, vanligste, mest patogene, etc organismen som vil kunne være tilstede. I Forskriften er bakterien *Pseudomonas aeruginosa* plukket ut som eneste indikatororganisme, og skal ikke kunne finnes i en badevannsprøve på 100 ml (§16).

I det følgende skal vi se litt nærmere på de ulike typene mikroorganismer og hvordan de kan bestemmes.

2.7.1 Bakterier

Forskriften tillater maksimalt 10 bakterier pr. ml vann (§16), bestemt ved utplating på skåler med et definert næringsmedium ved 37°C (kimtallsbestemmelse). En eventuell overskridelse er et varsel om at desinfeksjonssystemet ikke fungerer som det skal, og/eller at rensingen av vannet ikke er tilstrekkelig. Ut fra kolonienes utseende (farge, diameter, høyde, glans, etc) vil man ved høye kimtall kunne avgjøre om det dreier seg om oppvekst av et fåtall forskjellige typer bakterier eller om vannets baktrieflora er mer sammensatt. Det kan også være aktuelt med supplerende bakteriologiske undersøkelser for nærmere bestemmelse av bakterietypene.

I utendørs bassengbad skal man være spesielt oppmerksom på fekale koliforme bakterier fra dyr og fugler, samt tilførsler via forurenset overvann.

Helsemyndighetene er spesielt på vakt overfor klorresistente patogene bakterier. Det stilles derfor krav i Forskriften om å foreta "tilstrekkelig" hyppig prøvetaking for raskt å kunne sette iverk tiltak for å forhindre en uheldig utvikling (§17).

Biofilmdannelse:

Bakteriene som har skapt problemer i bassengvann har typisk vært de som tolererer den vanlige desinfeksjonsdoseringen i anlegget. Etter som frittsvevende bakterier normalt sett lett blir inaktivert, er det i tilfeller der bakteriene danner såkalte biofilmer de gjerne skaper størst problemer. Biofilmene etablerer seg på faste overflater, der de danner et tett voksende bakterieteppe (ofte med svært kompleks struktur) som gjerne er "limt sammen" av utskilte polymere stoffer. De kan ofte virke slimete. De dannes gjerne på steder der biofilmen ikke står i kontinuerlig direkte kontakt med det klorerte vannet, slik som bak utette bassengvegger og i rørsystemer. Filteret i renseanlegget er også et yndet sted. På grunn av diffusjonsbegrensninger innover mot og i biofilmen, vil det kunne fungere beskyttende mot røffe og varierende forhold i miljøet utenfor.

De fleste biofilmer vil ha en viss lekkasje av bakterier, spesielt der strømningsforholdene er litt turbulente. Ved tap av enkeltbakterier til vannet vil disse normalt bli inaktivert av fritt klor. Det er først når større klumper eller fnokker med bakterier løsner fra biofilmen at det er fare på ferde. Da vil en stor andel av bakteriene fremdeles kunne være beskyttet av diffusjonsbegrensningen innover i fnokken. Det er derfor viktig med jevne mellomrom å sjekk-klorere basseng og sirkulasjonssystemet for å hindre oppbygging av større biofilmer. Klor vil da reagere med de polymere limstoffene (typisk polysakkarider) i biofilmen og biofilmen vil lettere kunne løsne, men en total fjerning har vist seg å være vanskelig (Characklis og medarb. 1980).

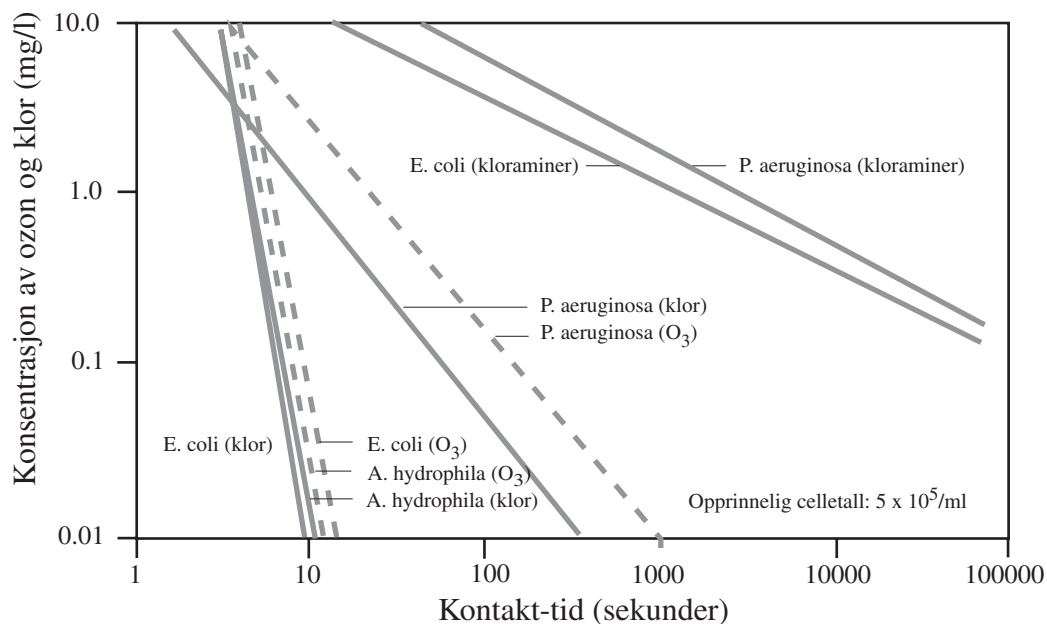
Indikatorbakterien *Pseudomonas aeruginosa*:

Som nevnt er *Pseudomonas aeruginosa* valgt ut som indikatororganisme i bade- og svømmeanlegg. Bakgrunnen for dette valget er at den;

- er relativt enkel å identifisere
- regnes som relativt robust overfor klorering
- klarer seg godt i næringsfattig vann
- vokser raskt ved temperaturer mellom 20°C og 42°C
- kan etable biofilm bak utette bassengvegger, i rørsystemer og rensesystemer
- kan gi betennelse i sår og slimhinner (patogen)

Figur 2 viser nødvendige konsentrasjoner av ozon, klor og kloraminer for å gi 99% inaktivering av *P. aeruginosa*, *Escherichia coli* og *Aeromonas hydrophila* i rent vann ved pH 6 ved økende kontaktid (eksponeringstid for desinfeksjonsmiddelet). Figuren indikerer at *P. aeruginosa* er mer resistent overfor alle de tre desinfeksjonsmidlene enn *E. coli* og *A. hydrophila*. *E. coli* er en mye brukt indikatororganisme for drikkevann, da dens tilstedeværelse indikerer mulig påvirkning av fekale forurensninger fra varmblodige dyr eller mennesker. *A. hydrophila* kan forårsake akutt diare hos mennesker, samt sårinfeksjoner.

Det hersker noe ulike oppfatninger om hvor resistent *P. aeruginosa* er overfor fritt klor. I en utenlandsk undersøkelse var det ikke mulig å påvise bakterien i bassengbad ved klorkonsentrasjoner over 0.4 mg/l, mens den i en annen undersøkelse ble isolert ved fritt restklor på 0.9 mg/l (Schiemann 1985). I en nylig publisert spansk undersøkelse ble klorert vann fra 7 innendørs svømmebasseng analysert m.h.p. *P. aeruginosa* (totalt 459 prøver). Bakterien ble funnet i 16% av prøvene når restklorkonsentrasjonen var over 0.4 mg/l, og i 12% av prøvene ved konsentrasjoner på 1.0 mg/l eller høyere. De ulike erfaringene man har hatt med *P. aeruginosa* og dens resistens mot fritt klor kan skyldes at den ofte opptrer i biofilmer. På grunn av dens evne til å produsere store mengder av polymeren alginat ekstracellulært (sendes ut av cellen etter dannelsen), er den en ypperlig biofilmdanner (Costerton 1995).



Figur 2. Nødvendig konsentrasjon av ozon, klor og kloraminer for å gi 99% inaktivering av *Pseudomonas aeruginosa*, *Escherichia coli* og *Aeromonas hydrophila* ved 11°C i rent vann med pH 6.

Bakterier som skaper problemer:

En del arter av *Pseudomonas*, *Staphylococcus* og *Streptococcus* tilhører den normale hudfloraen hos mennesker, og vil kunne tilføres bassengvannet ved bading. Disse organismene har i enkelte tilfeller vist seg å kunne overleve normale klorkonsentrasjoner, og de er ansvarlige for de fleste infeksjoner i forbindelse med innendørs bassengbading (APHA 1989).

Andre bakterier man bør være spesielt oppmerksomme på er enkelte representanter for bakterieslektene *Mycobacterium* og *Legionella*. Flere arter av slekten *Mycobacterium* og arten *L. pneumophila* er både patogene og resistente mot høye klorkonsentrasjoner. *M. marinum*, *M. kansasii* og *M. gordonae* er funnet i høye konsentrasjoner der temperaturen i bassengvannet har vært høy (35 til 40°C) (Lund 1999, Havelaar og medarb. 1985). *L. pneumophila* har skapt problemer i dårlig desinfiserte luftsjakter, der badende har pustet inn infiserte aerosoler (damp eller små dråper av vann) fra luftinnblåsningen til badeanlegget.

Sporedannende bakterier, som f.eks *Clostridium perfringens*, er potensielle problembakterier. På grunn av sitt beskyttende skall, tåler disse hvilende sporestadiene meget høyere konsentrasjoner av fritt klor enn bakteriens vegetative (voksende) celler. *C. perfringens* kan formere seg i tarmkanalen hos mennesker og forårsake diaré.

I Boks 1 finnes et utdrag fra rapporten "Miljø og helse", utarbeidet av Statens institutt for folkehelse, Riksantikvaren og Direktoratet for naturforvaltning i samarbeid med Statens helsetilsyn, Miljøverndepartementet og Statens forurensningstilsyn (Folkehelse m.fl. 1998), som omhandler smittespredning gjennom badevann.

Boks 1. Fra "Miljø og helse" (Folkehelsa m.fl. 1998)*Smittespredning gjennom badevann:*

Ulike øye-, øre-, nese-, hals- og hudinfeksjoner er de vanligst rapporterte sykdommer i forbindelse med bassengbad. Mage-tarminfeksjoner er sjelden forekommende. De fleste organismer som forårsaker de ovenfor nevnte sykdommer tilføres vannet fra de badende. Undersøkelser viser at risikoen for å bli smittet via bassengbad øker når vanntemperaturen stiger over 30°C, da dette gir gode vekstmuligheter for bakterier. Barnebasseng, terapibasseng og ikke minst boblebad gir gode vekstmuligheter bl.a. for bakteriene *Pseudomonas aeruginosa*, *Mycobacterium marinum*, *Legionella pneumophila* og *Klebsiella* spp. *P. aeruginosa* forekommer naturlig i jord og vann, men har en relativt høy toleranse overfor klor og kan nytte seg det organiske stoffet i vannet, som stammer fra de badende, og formere seg svært raskt. Bakterien kan derfor smitte via badevannet direkte eller via aerosoler (vanndamp eller vanndråper) i luft, og gi opphav til luftveisinfeksjoner, sårinfeksjoner samt infeksjoner i øyne, øre og urinveier. Magebesvær kan også forekomme. Personer med svekket immunforsvar er spesielt utsatt for infeksjoner, men lengre eller hyppige opphold i dårlig desinfiserte bassengbad kan også gi infeksjoner hos ellers friske mennesker. Hudinfeksjoner årsaket av *M. marinum* er rapportert fra badeanlegg også i Norge. Bakterien smitter normalt via små sår og rifter i huden. Bakterien kan vokse i "lommer/bakevjer" i badeanleggets sirkulasjonssystem, som det av konstruksjonsmessige årsaker er vanskelig å komme til for rengjøring/fjerning av organisk stoff. Etter formering kan så bakteriene komme ut i bassengvannet og gi opphav til infeksjoner. Tilstedeværelse av *M. marinum* kan gi immunrespons som kan føre til positiv reaksjon på tuberkulintest. *L. pneumophila* er kjent for å kunne smitte via aerosoler og gi opphav til lungebetennelse, med relativt høy dødelighet ("Legionærsykdom"), hos personer med redusert immunforsvar (gamle og syke mennesker). Hos ellers friske mennesker vil en eventuell infeksjon gi influensaliknende symptomer ("Pontiacfeber"). Bakterien kan smitte via aerosoler fra boblebad eller ved dusjing. Bakterier fra slekten *Klebsiella* er kjent å kunne gi urinveisinfeksjoner ved bading i termalbad/ boblebad med en vanntemperatur på rundt 37°C.

2.7.2 Andre mikroorganismer**Protozoa:**

Protozoene er store encellede bevegelige organismer som normalt lever av å spise andre organismer eller partikulært organisk materiale. I bassengvann kan man forvente å finne protozoer tilhørende alle de fire hovedgruppene av protozoer: flagellatene, amøbene, ciliatene og sporozoa. I likhet med bakteriesporer er protozoa-cyster (hvilende celler) ofte ekstremt resistente overfor høye klorkonsentrasjoner over lang tid. Dette gjelder bl.a såkalte oocyster av *Cryptosporidium parvum*, som har forårsaket akutte mage- og tarminfeksjoner (Cryptosporidiose) i USA og Storbritannia de siste årene, etter at de badende har svelget infisert bassengvann (Smith 1992, Kebabjian 1995).

Sopp:

Sopp kan grovt sett deles inn i tre ulike grupper; 1) de filamentære (trådete) muggartene, som man kan finne på f.eks brød, frukt og ost, 2) de enkeltcellede gjærsoppene, som blant annet blir brukt til øl- og brødbaking (slekten *Saccharomyces*), og 3) de filamentære matsoppene med sine karakteristiske fruktemner man kan finne i skog og mark. Normalt vil ikke sopp trives ved de pH (7.2-7.6) man har i badeanlegg. Men den sykdomsfremkallende gjærsoppen *Candida albicans* har blitt påvist i badevann.

Virus:

Virus er meget enkle organismer bestående av arvemateriale (DNA eller RNA) tett pakket inn i en kapsel av protein, og eventuelt en ytterligere kappe av lipid og glukoprotein utenpå denne. På grunn av sin meget beskjedne størrelse (størrelsesorden 0.001-0.1µm) er virus vanskelig å studere, og derfor en organismegruppe man vet relativt lite om. De er opphav til en rekke sykdommer, men de fleste virus inaktiveres med de klordosene som benyttes i bassengbad.

2.7.3 Bakteriologisk prøvetaking, kvantifisering og identifisering

Bakteriologiske analyser skal fortrinnsvis utføres av godkjente laboratorier. Nasjonale eller internasjonale standardmetoder skal benyttes for å påvise bakterier.

Prøvetaking

Prøvetakingen skal helst foretas når antallet badende i bassenget er tilnærmet på det høyeste. Samtidig må det tas hensyn til at prøvene skal analyseres innen 6 timer etter uttak for at resultatene skal være gyldige. Det er derfor viktig å ha avtalt analysetid med laboratoriet på forhånd. Hvis lokale forhold gjør det nødvendig å bruke lengre tid til transport, skal denne ikke overskride 24 timer, og lagringstiden skal angis i testrapporten.

Prøver til bakteriologiske analyser skal tas på 100 ml sterile flasker. Analyselaboratoriet vil være behjelpelig med preparering av flasker og gi veiledning med hensyn til prøvetaking. Flaskene vil da være tilsatt 3,6 mg natriumtiosulfat for å nøytralisere en restklormengde (bundet og fritt klor) på opptil 10 mg/l i en 100 ml vannprøve. Sterile plastflasker er kommersielt tilgjengelige, men disse må tilsettes sterilt natriumtiosulfat under aseptiske forhold.

Sterile engangshansker skal benyttes under prøvetakingen. Disse kan anskaffes fra apotek. Prøvene skal merkes entydig med tid og sted for uttak. Uttaket er enklest å gjøre fra tappekran montert på ledningen på vei inn til renseanlegget. La vannet renne med jevn strøm 3-5 minutter før flasken fylles med vann og umiddelbart lukkes. Alternativt kan prøven tas direkte fra bassenget, fortrinnsvis der bassenget er omtrent en meter dypt. Etter at korken er tatt av skal man holde rundt bunnen av flasken og holde den i ca. 45° mot vannflaten. Dykk den ca 20 cm under vannflaten slik at den fylles med vann, men uten at det klørnøytraliserende middelet renner ut. Korken skal settes på umiddelbart. Under transporten til laboratoriet skal prøvene oppbevares i kjølebag med frosne kjøleelementer, slik at den bakterielle aktiviteten i prøvene minimeres. Det er samtidig viktig at prøvene ikke fryser. Dette unngås ved å hindre direkte kontakt mellom prøveflaskene og kjøleelementene.

Kvantifisering og identifisering

Forskriftens §16 gir pålegg om bestemmelse av totalt antall dyrkbare bakterier (kintall) ved 37 °C og eventuell tilstedeværelse av *P. aeruginosa*. Kintallet bestemmes i henhold til NS-EN ISO 6222 (1999), og *P. aeruginosa* identifiseres i h.h.t. NS 4798 (1991).

Fremdyrkingsmetoder, som de to ISO-sertifiserte metodene er representanter for, vil i de fleste tilfeller kreve flere døgn før et analyseresultat kan foreligge. Med tanke på strakstiltak, vil dette ikke være tilfredsstillende. Påliteligheten til disse metodene er det også blitt stilt spørsmål ved av mange forskere. Det er et faktum at bakterier som er skadet av desinfeksjonsmidler i mange tilfeller ikke lar seg dyrke opp på vanlige vekstmedier. Slike bakterier kan fortsatt være sykdomsfremkallende. Det er derfor interesse for å ta i bruk raskere og sikrere metoder for identifisering og kvantifisering. Ulike fargeteknikker har i så måte vært et viktig tilskudd. F.eks har blålig fluoriserende DAPI (4'-6-diamidino-2-fenylindol) blitt mye brukt til å bestemme totalt antall bakterier (farger DNA til både levende og døde celler), mens CTC (5-cyano-2,3-ditolyl tetrazoliumklorid) har blitt brukt til å kvantifisere antallet aktive bakterier i en prøve (Rodriguez og medarb. 1992). CTC reduseres til CTF (et formazan) inne i cellene. Formazan fluoriserer rødt ved bestråling med UV-lys.

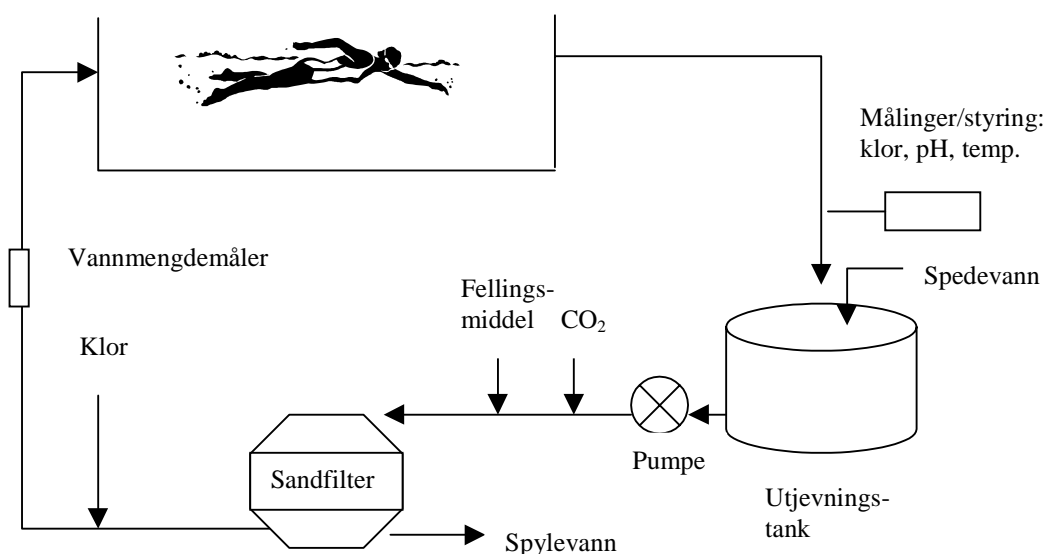
Den enorme variasjonen innenfor den mikrobielle verden gjør det også ofte vanskelig med 100% sikkerhet å identifisere en gitt art. Men utviklingen innen immunologi og molekylærgenetikk har bidratt til gjøre dette enklere. Bruk av såkalte monoklonale antistoffer (ELISA, agglutinerings) og genprober (hybridisering) har etter hvert blitt standardteknikker ved studier innenfor mikrobiell økologi. Det vil være langt utenfor denne Veilederens målsetning å gi noen oversikt over mulighetene som finnes innenfor dette området, som også er inne i en rivende utvikling. Men selv om dette er avanserte

metoder er de relativt billige å ta i bruk dersom man har utstyret og kunnskapene som trengs, og kan i framtiden bli nyttige metoder for å identifisere problemorganismer.

3. Vannbehandling

3.1 Badeanleggets utforming

For at et bassengbad skal fungere hensiktsmessig kreves mange tekniske innretninger som ikke er særlig synlige for de badende. I figur 3 er det vist et eksempel på hvordan et badeanlegg med sirkulasjonssystem kan bygges opp. Badets sirkulasjonssystem og renseanordninger skal sikre at bassengvannet holder akseptabel kvalitet. Forurensningene fraktes ut av bassenget via overløpsrenner og via bunnavløp, og føres til en utjevningstank og videre til renseanlegget. Mengden vann som til en hver tid må sirkulere er avhengig av belastningen på bassenget. Som en rettesnor er det i merknadene til §11 i Forskriften anbefalt en sirkulasjonsmengde på minst 2 m³ vann/time pr. badende.



Figur 3. Et eksempel på flytskjema for et sirkulasjonssystem i et badeanlegg.

God sirkulasjon i selve bassenget er også viktig, slik at det ikke oppstår soner med stillestående vann. Dette sikres ved riktig plassering av innløp i forhold til overløpsrenner og bunnavløp. Overløpsrennenes dimensjon har også stor betydning, da de skal sørge for at fett og fettløselige forurensninger, som legger seg som en tynn film på vannoverflaten, raskt blir transportert ut av bassenget. I merknadene til §12 i Forskriften er det spesifisert at minst 50% av sirkulasjonsmengden bør tas ut over overløpsrenner, og at overløpsrennenes lengde bør tilsvare minst to langsider dersom bassenget har rektangulær form, eller minst 2/3 av omkretsen dersom bassenget har en annen utforming.

For å unngå oppkonsentrering av løst organisk stoff, salter og andre forbindelser som ikke tas ut i tilstrekkelig grad i renseanlegget, er det viktig å skifte ut noe av bassengvannet. Nytt vann skal også erstatte vann som fordamper. Det nye vannet bør tilsettes i utjevningsbassenget før rensesystemet. For å spare energikostnader bør vannet som tas ut av systemet varmeveksles med det nye vannet. I merknadene til Forskriften anbefales å tilføre minst 30 liter nytt vann pr. badende pr. dag (§ 11).

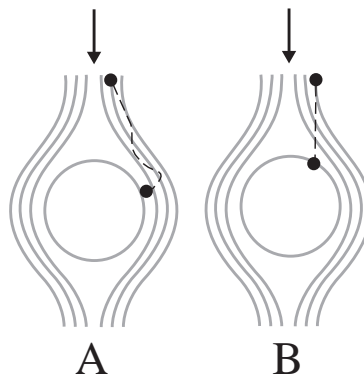
Mengden bør økes til 60 liter pr. badende pr. dag i bassenger med høyere temperaturer (34°C eller mer).

3.2 Rensetrinnet

3.2.1 Filtrering

I Forskriftens §11 heter det at "ethvert sirkulasjonssystem skal ha renseanlegg med filtersystem". Dette filteret vil normalt være et såkalt dybdefilter, der vannets partikulære materiale skilles fra vannet ved vannets passasje gjennom en seng med granulært materiale (filterkorn). I bassengbad er det fire dybdefiltertyper som dominerer i bruk; trykksandfiltere, åpne sandfiltere, trykkdiatomittfiltere og vakuumbiomittfiltere (se Boks 2). Denne typen filtere skiller seg fra de såkalte planfilterne (sil, filterpapir) ved at de kan fjerne partikler som er langt mindre enn det poreåpningene i filteret skulle tilsi; mens poreåpningene i filtersengen normalt er i størrelsesorden 35-50µm, vil de minste partiklene som fjernes kunne ha en diameter ned mot ca. 1 µm (se Figur 5). Separeringen er derfor avhengig av at partiklene festes til filterkornene. Dette er avhengig av tre prosessstrinn (Eikebrokk og medarb. 1989):

1. Transport av partiklene fra den bærende strømlinjen til filterkornenes umiddelbare nærhet (<1 µm) hvor tiltrekningskreftene virker. Sentrale transportmekanismer er sedimentasjon (forårsaket av gravitasjonen, partiklenes treghet og filterkornenes sperreeffekt) og diffusjon (vilkårlige eller "Brownske" bevegelser forårsaket av vannmolekylene hurtige bombardement). Se Figur 4.
2. Fastholdning av partiklene til filterkornene eller til tidligere avsatte partikler. Viktige mekanismer her er det aksiale væsketrykket, friksjonskrefter og elektrostatiske tiltrekningskrefter.
3. Løsrivning av partikler eller partikkelfragmenter fra filterkorn eller fra tidligere avsatte partikler p.g.a. erosjonskrefter forårsaket av vannstrømmen. Løstrevne partikler/fragmenter vil kunne feste seg igjen lenger nede i filteret, hvis det finnes tilgjengelige kontaktflater. Til tross for dette, vil det skje en gradvis gjentetting av filteret etterhvert som filtereringstiden øker.



Figur 4. Mekanismer for transport av partikler i vannfasen inn til filterkorn. A) Diffusjon på tvers av strømningslinjer forårsaket av tilfeldige "Brownske" bevegelser. B) Bevegelse på tvers av strømningslinjene som følge av sedimentering.

Filterets effektivitet vil således være avhengig av at det eksisterer et tilstrekkelig antall kontaktmuligheter mellom partiklene i vannet og filterkornene, og at partiklene festes sterkt nok til filterkornene at de klarer å motstå erosjonskreftene som oppstår i filteret. Disse vil gradvis øke som følge av partikkelavsetningen og den tilhørende gjentettingen av filtersengen.

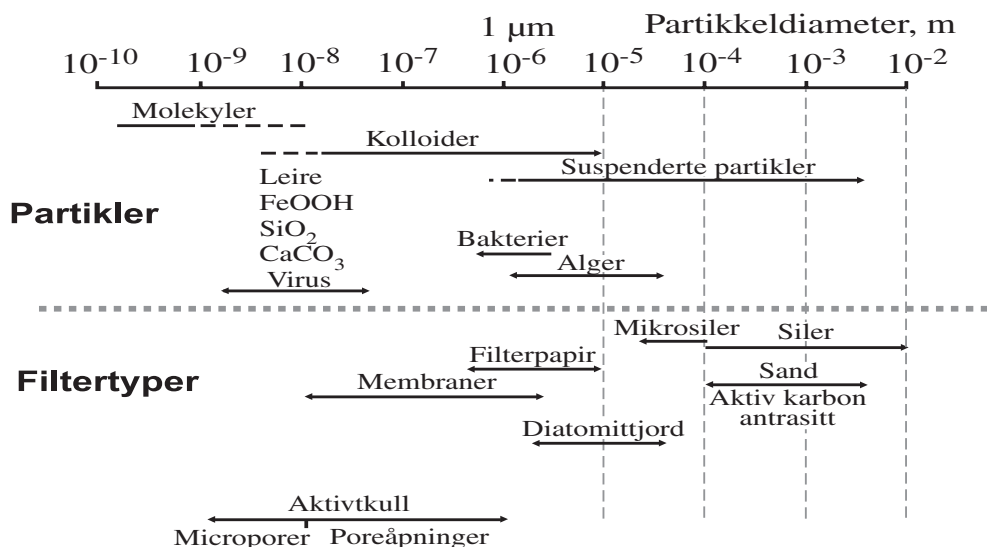
Filtreringshastighet (v) er gitt ved:

$$v = Q/A \text{ (m/time)}$$

hvor Q = vannmengde gjennom filteret pr. tidsenhet (m^3/time)

A = filterareal (m^2)

For å minimere løsrivningen av partikler fra filteret er det viktig å kjøre med jevn filtreringshastighet og jevnt trykk i filteret. Raske trykkendringer vil lett føre til løsriving av avsatt materiale.



Figur 5. Størrelsen på ulike partikler angitt i forhold til ulike filtertyper som kan benyttes for partikkelfjerning. 10^{-6} m = 1 µm.

Tilbakespyling av filteret

Tilbakespyling (regenerering) av filteret må foretas før man får virkelig gjennomslag og dermed vann med høyt partikkelinnhold i retursløyfen til bassenget. Hvis trykktapet over filteret har nådd verdien for disponibel trykkehøyde, må det også tilbakespyles. Spylingen skjer med vann, ofte i kombinasjon med luft for å øke spyleeffekten. Luften blåses gjennom filteret med en hastighet på ca. 60 m/time i 3-5 min, etterfulgt av 5-10 min vannspyling med samme hastighet. Ved slike hastigheter løftes og ekspanderes filtermassen, mens den avsatte partikkelmassen frigjøres. For å unngå unødvendig korte filtersykluser, er det viktig at filteret blir tilnærmet fullt regenerert. Det må påses at ikke noe spylevann når bassenget. Normalt kan spylevannet sendes direkte til avløp.

Etter avsluttet spyling sedimenterer filtersengen tilbake på plass. Grunnet gravitasjonen vil de største filterkornene falle raskere tilbake på plass enn de minste, noe som etter hvert vil føre til en uønsket stratifisering. Stratifiseringen med de minste filterkornene øverst gir en dårlig utnyttelse av filteret, siden de fleste partiklene vil avsettes i filterets øvre lag, noe som igjen gir uønsket rask trykktapsutvikling og raske gjennombrudd. Dette har ført til utvikling av filtertyper som oppstrømsfiltere og flermediafiltere, hvor man i større grad kan utnytte hele filterdybden. Dette fordi man her kan oppnå en fordeling av filterkornstørrelser fra grov til fin i vannets strømretning.

Over tid kan det avsettes stoffer i filtermassen som gjør den klebrig og vanskelig å få fullstendig regenerert. I tillegg til at renseeffekten blir redusert, vil avsatt organisk stoff gi økt klorforbruk, noe

som igjen kan gi opphav til unormalt høyt innhold av bundet klor i badevannet. I så tilfelle kan det være fornuftig å få gjennomført en kjemisk analyse av filtermassen. Aktuelle parametere vil da være totalt organisk stoff og rester av fellingmidler (aluminium eller jern).

Avsetningene i filtermassen kan fjernes ved kjemisk behandling med lut eller klor etter følgende prosedyre:

1. Filteret tilbakespyles grundig. La vannet stå ca. 30 cm over filtermassen etter dette.
2. Lut: 4-7 kg kaustisk soda for hver kvadratmeter filterflate løses i dette vannet, noe som vil gi en sluttkonsentrasjon på 1-2% lut i filtermassen.
Klor: 4 kg klorkalk eller ca. 2 kg kalsiumhypokloritt pr. 10 m² filterflate, noe som gir en sluttkonsentrasjon på 500-600 mg/l fritt klor i filtermassen.
3. Vannstanden senkes så til ca. 2 cm over filtermassen ved å åpne bunnventilene til avløp for å få lut-/klorløsningen ned i filtermassen.
4. Lut: Nødvendig kontakttid 6-12 timer.
Klor: Nødvendig kontakttid 12-24 timer.
5. Lut/klor-løsningen tappes ut og filteret vaskes grundig.

Boks 2. Ulike dybdefiltertyper i vanlig bruk i bassenganlegg.

Sandfiltere

I sandfilterene er filterkornene normalt kvartssand med kornstørrelse 0,4-0,8 mm. Filterdybden er ca. 1 meter. Sandfilterene deles inn i to grupper etter hvordan væskestrømmen drives gjennom filteret:

- *Trykksandfiltere*; Dette er lukkede filtere der vannet pumpes gjennom filtersanden under høyt trykk, noe som muliggjør filterhastigheter opp i 15-20 m/time. Noen typer lukkede sandfiltere, utstyrt med noe grovere (0,7-1,2 mm kornstørrelse) filtersand, kan kjøre på filterhastigheter helt opp i 30 m/time.
- *Åpne sandfiltere*; Her sendes vannet inn på filteret ovenfra (nedstrøms) eller nedenfra (oppstrøms) under lavt trykk, noe som gir filterhastigheter på normalt 6-12 m/time.

Diatomittfiltere

Dette er filtere hvor det tilsettes diatomitt som "filterhjelp" (eng.: filter aid) for å bedre fastsettelsen av partikler i filteret. Diatomitt, også kalt kiselgur, er hovedsakelig fossile mikroskopiske levninger av kiselalger (diatoméer) med meget porøs og relativt skjør karakter. Diatomitt varmebehandles før det benyttes som filtermateriale.

Av diatomittfiltere finnes ulike konstruksjoner. Felles for dem er at vann iblandet diatomitt enten trykkes (trykksandfiltere) eller suges (vakumdiatomittfiltere) gjennom filteret. Det bygges opp en tynn absorberende diatomitt-hinne (filterhud) med stor evne til å holde forurensningene tilbake. Når motstanden over filteret har nådd et vist nivå, spyles filterhuden av, enten ved å reversere vannstrømmen eller ved spyling med trykkvann. Massen med forurensninger går til overløp. Deretter må ny diatomitt blandes inn i vannet for å bygge opp ny filterhud.

Filtreringshastigheten er normalt helt nede i 2 til 4 m/time. Siden vannet lett passerer gjennom det sterkt perforerte materialet, blir rensmekanismen en kombinasjon av siling og absorpsjon. Dette har betydning for fjerning av frittsvevende mikroorganismer. Ongerth og Hutton (1997) fant en 6-log reduksjon av *Cryptosporidium oocyster* ved filtrering gjennom et laboratorie-skala diatomittfilter.

Ved håndtering av tørr diatomitt må det benyttes godkjent støvmaske, da diatomittstøv (kvarts) kan skade lungene (siliosis).

3.2.2 Partikkeldestabilisering

At sedimentasjon er den dominerende mekanismen for transport av partikler inn til filterkornene, indikerer at partiklenes størrelse og tetthet spiller en vesentlig rolle. Sedimentasjonen avhenger igjen av gravitasjonen, partiklenes treghet og filterkornenes sperreeffekt. Siden partiklene i vannet i utgangspunktet oftest er av kolloidal størrelse (ca 0.001-1 μm), vil det være av avgjørende betydning å få dem til å aggregere til større, kompakte partikler (fnokker). Dette gjøres ved tilsats av såkalte koagulanter og hjelpeflokkulanter.

Koaguleringsmekanismene er uhyre raske, og forholdene koagulantene og hjelpeflokkulantene tilsettes under er derfor av stor betydning. For god effekt er det en fordel å tilsette disse i et punkt med god turbulens. En statisk mikser vil gi et godt resultat. Den etterpåfølgende fnokkoppyggingen, som går meget langsommere, bør skje under roligere forhold ute i rørledningene og i øvre del av filteret.

Ved de pH man opererer med i bassengvann vil de fleste organiske molekyler være svakt negativt ladet på grunn av den dominerende ladningen til deres typiske funksjonelle grupper; sulfat ($-\text{SO}_4^{2-}$), hydroksyl ($-\text{OH}^-$), fenol ($-\text{C}_6\text{H}_5\text{OH}$), karboksyl ($-\text{COO}^-$) og amino ($-\text{NH}_2$). Dette gjør at partiklene er omgitt av et statisk elektrisk felt som gjør til at de frastøter hverandre. Aggregeringens første trinn vil derfor være å fjerne eller maskere dette statisk-elektriske feltet, noe som er koagulantens rolle. De vanligste koagulantene til bruk innenfor vannbehandling er aluminiums- eller jernbaserte, enten på enkel eller (pre)polymerisert form; Al-sulfat, Al-klorid, PAX, PACl, Fe-klorid, Fe-kloridsulfat m.fl.

Når enkle Al- og Fe-salter tilsettes vannet, vil de umiddelbart omformes gjennom en rekke pH-avhengige hydrolysereaksjoner til ulike Al- eller Fe-hydroksyforbindelser, før $\text{Al}(\text{OH})_3$ eller $\text{Fe}(\text{OH})_3$ til slutt vil felle ut som fast stoff. Ved de pH (7.2-7.6) som er aktuelle ved behandling av bassengvann, vil $\text{Al}(\text{OH})_3$ være den dominerende aktive forbindelsen, og koaguleringen vil foregå ved såkalt *omsvøpning*. Partiklene vil da fanges opp (ved omsvøpning og adsorpsjon) av de utfelte hydroksyforbindelsene. I mange tilfeller (f.eks ved høy turbiditet) vil man ikke finne noe direkte støkiometrisk forhold mellom mengden partikler som blir fjernet og tilsatt mengde koagulant. Normalt vil man heller ikke oppleve restabilisering ved overdosering av koagulant, noe som kan være et problem ved lavere pH-verdier der andre koaguleringsmekanismer vil være dominerende. Den viktigste ulempen ved å koagulere ved svakt basisk pH er at nødvendig dosering er høyere enn når pH ligger i koagulantenes optimale pH-område (ca. 4-6).

Man har funnet at prepolymeriserte Al-koagulanter, hvor hydroksy-forbindelsene er dannet på forhånd, er noe mer effektive enn de enkle metallsaltene. Man finner også mindre rester av aluminium igjen i vannet etter filtreringen.

Også desinfeksjonsmidlene kan bidra til økt utfelling. Sterke oksydanter som f.eks klor vil kunne gjøre upolare forbindelser mer polare gjennom oksydasjon, og dermed mer tilgjengelige for destabilisering og koagulering.

Fnokkene eller aggregatene som dannes ved omsvøpningskoagulering er gjerne svake, og vil lett kunne ødelegges inne i filteret. Derfor kombineres bruken av denne typen koagulanter ofte med syntetiske polymere kalt hjelpeflokkulanter. Disse vil binde fnokkene sterkere sammen, samtidig som de vil kunne bidra til brobygging mellom mindre fnokker. Hjelpeflokkulantene deles inn i anioniske, kationiske og nonioniske etter hvilken totalladning de besitter. De kationiske vil, på grunn av sine positive ladninger, kunne fungere som kombinerte koagulanter (destabilisatorer) og hjelpeflokkulanter. Men siden disse fungerer best ved relativt lave pH, blir de ikke brukt i videre utstrekning innenfor behandling av bassengvann. Det finnes en rekke flokkulant-varianter på markedet, hvor variasjonen ligger i utgangsstoffet for polymerens ryggrad (vanligvis acrylamid), polymerens kjedelengde (molekylvekt), og type og tetthet av ladninger langs polymerkjeden (ved co-

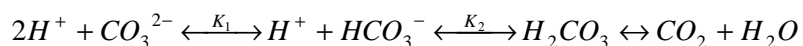
polymerisering med acrylamid). Uorganiske polymere som natriumsilikat (vannglass) og (bio)organiske polymere som alginat vil også kunne være aktuelle hjelpeflokkulanter.

Bruk av hjelpeflokkulant gjør også at mengden koagulant kan reduseres, noe som igjen gir redusert slamproduksjon. Dermed kan det gå lenger tid mellom hver tilbakespyling (økt filtreringssyklus). Samtidig reduseres oppkonsentreringen av uorganiske anioner som Cl^- eller SO_4^- , som tilføres vannet sammen med metallsaltkoagulantene.

3.2.3 Bufring og pH-regulering

Bassengvannets pH skal i h.h.t. Forskriften ligge i området 7.2-7.6 (§16). Det snevre intervallet er satt av helsemessige årsaker, og for samtidig å sikre god fjerning av partikler, effektiv desinfeksjon og liten korrosjon. Det er flere prosesser i badeanlegget som vil kunne bringe vannets pH utenfor dette området, og pH må derfor holdes øye med og justeres hvis nødvendig.

Hvor lett vannets pH forandres av de ulike prosessene er avhengig av dets bufferkapasitet. Bufferen ”spiser opp”, eller delvis nøytraliserer, eventuelle endringer i vannets innhold av H^+ og OH^- . Det finnes mange naturlige buffersystemer, men i bassengvann vil karbonat-bikarbonat-systemet være det viktigste:



Konsentrasjonsforholdet mellom H^+ og CO_3^{2-} (karbonat) på ene siden av likevekten, og HCO_3^- (bikarbonat) på den andre siden, er gitt av likevektskonstanten K_1 . Hvis noe H^+ fjernes fra vannet, vil noe HCO_3^- dissosiere til H^+ og CO_3^{2-} (og H_2CO_3 vil dissosiere til H^+ og HCO_3^-) for å rette opp ubalansen, og pH-endringen (endringen i H^+) blir mindre enn H^+ -fjerningen opprinnelig skulle tilsi.

Bufferkapasiteten til vannet måles som *alkalitet* og bestemmes som mengden saltsyre (HCl) som må tilsettes for å senke pH til 4.5 (syretitrering). Alkaliteten angis i millimol pr. liter (mmol/l). Ett mmol bikarbonat er 61 mg/l. Den generelt høye bufferkapasiteten (3-6 mmol/l) i kontinentalt europeisk drikkevann gjør at man kan opprettholde god bufring av bassenget ved daglig å skifte ut en mindre del av bassengvannet (~5%). I Norge, hvor vi mange steder har vann med langt lavere bufferkapasitet (helt nede i under 0.1 mmol/l), må normalt karbonat tilsettes bassengvannet, vanligvis i form av natriumbikarbonat (NaHCO_3).

Som likevekten over viser, står bikarbonat i likevekt med CO_2 i vannet. Ved å tilsette CO_2 til vannet, vil en viss mengde av denne løses og gå over til H_2CO_3 , som igjen vil gi opphav til en viss mengde H^+ , HCO_3^- og CO_3^{2-} (bestemt av K_1 og K_2), og altså redusert pH. Siden CO_2 er en gass, har den relativt begrenset løselighet i vann (1.45 g CO_2 pr. liter vann ved 25°C), og løseligheten avtar markant med økende temperatur (0.97 g CO_2 pr. liter vann ved 40°C). Økende ionestyrke, som er et naturlig resultat av rensingen og desinfiseringen av vannet, gir også redusert løselighet av CO_2 . Men CO_2 -tilsetning er likevel en grei og mye brukt metode for å justere ned pH i bassengvann (f.eks ved desinfisering med natriumhypokloritt). Alternativt kan man justere pH ned med en syre, vanligvis saltsyre. Oppjustering av pH skjer med en base, vanligvis lut.

3.3 Desinfeksjon

Hovedhensikten med å desinfisere bassengvannet er å eliminere sykdomsfremkallende (patogene) mikroorganismer, og å redusere totalantallet av bakterier. Øvre grense for totalantallet er satt til 10 pr. ml. Sykdomsfremkallende mikroorganismer, i Forskriften representert ved *Pseudomonas aeruginosa*, skal man ikke finne i en 100-ml vannprøve tatt mens antall badende er tilnærmet på det høyeste.

En viktig faktor for å holde bakterietallet nede, er å sørge for at det er lite substrat (mat) tilgjengelig for at bakterier skal kunne vokse. Dette sikres gjennom kjemisk felling av suspendert organisk og uorganisk materiale, noe som også er den sentrale funksjonen til bassengets renseanlegg (se kapittel 3.2). Mange mikroorganismer har en tendens til å feste seg til partikler, og disse vil i så fall også bli fjernet under fellingen. Likevel vil det være en god del løst og biologisk lett tilgjengelig organisk stoff tilbake i vannet, samtidig som nytt hele tiden vil komme til i bassenget fra de badende. Kontinuerlig bruk av desinfeksjonsmidler er derfor helt nødvendig. De patogene mikroorganismene er ofte opportuniste (har fordel av ekstreme forhold i f.h.t. andre), slik at ved en første kontaminering er det sannsynlig at det nettopp er en av disse som blomstrer opp på grunn av mangelen på konkurranse.

3.3.1 Desinfeksjonsmidlenes egenskaper

Det ideelle desinfeksjonsmiddelet kan beskrives ved følgende egenskaper (Metcalf og Eddy 1991):

- i) Høy giftighet overfor mikroorganismer ved stor fortykning
- ii) Ikke giftig overfor høyere livsformer
- iii) Giftig ved normale temperaturer
- iv) Lett å opprettholde giftig konsentrasjoner overfor mikroorganismer i lang tid
- v) God løselighet i vann og i mikrobiologisk celled materiale
- vi) God evne til å trenge gjennom overflater
- vii) God evne til å fjerne lukt
- viii) Ikke korrosiv og misfarger ikke klær
- ix) Taper ikke giftighet ved lagring
- x) God tilgjengelighet og billig

Som man ser av listen, vil det ideelle desinfeksjonsmiddel måtte inneha et meget vidt spekter av egenskaper. Selv om det ikke finnes et slikt middel, burde de nevnte egenskaper bli vurdert ved valg av desinfeksjonsmiddel. I Tabell 1 er det gitt en vurdering av i hvilken grad de mest aktuelle desinfeksjonsmidlene til bruk i bade- og svømmeanlegg innehar disse egenskapene.

Pr. idag er klorering (i form av klorgass, natrium- eller kalsium hypokloritt) den eneste desinfeksjonsmetoden som er tillatt brukt alene i badeanlegg. Det er imidlertid anledning til å anvende andre metoder dersom det legges fram tilstrekkelig dokumentasjon på at den hygieniske kvaliteten opprettholdes. Hydrogenperoksid prøves ved flere norske badeanlegg, og er det alternativet til klor som pr. idag er nærmest en godkjenning. Andre desinfeksjonsmidler som UV, ozon, sølv og kopper kan ikke benyttes alene, men bare i kombinasjon med klor, og benevnes derfor ofte som hjelpestoffer. Bromforbindelser benyttes i noe utstrekning i utlandet, men er ikke godkjent i Norge. De ulike metodene vil bli behandlet hver for seg senere i kapittel 4 og 5.

Tabell 1. Sentrale egenskaper til noen av de mest aktuelle desinfeksjonsmidlene til bruk ved bade- og svømmeanlegg (adaptert fra Metcalf og Eddy 1991).

Egenskap	Klorgass	Natrium Hypokloritt	Kalsium hypokloritt	Hydrogen Peroksid	Ozon	UV	Kobber og sølv	Brom
Giftighet for mikroorganismer	Høy	Høy	Høy	Lav	Høy	Høy	Høy	Høy
Giftighet for høyere livsformer	Høy	Høy	Høy	Middels	Høy	Ingen	Middels	Høy
Giftighet ved normal temperatur	Høy	Høy	Høy	Høy	Høy	Høy	Høy	Høy
Løselighet i vann og i biologisk materiale	Lav	Høy	Høy	Høy	Høy	i.a.	Lav	Høy
Gjennomtrengelighet	Høy	Høy	Høy	Høy	Høy	Moderat	-	Høy
Luktfjerning	God	Moderat	Moderat	God	God	-	Lav	God
Korrosjon og misfarging	Meget korrosiv	Korrosiv	Korrosiv	Korrosiv	Meget korrosiv	i.a.	Lite korrosivt	Korrosiv
Lagingsstabilitet	Stabil	Noe ustabil	Relativt stabil	Relativt stabil	produseres på stedet	Må produseres på stedet	Må produseres på stedet	Relativt stabil
Pris	Lav	Lav	Lav	Høy	Noe høy	Lav	Lav	Lav

i.a.: ikke aktuell problemstilling

3.3.2 Desinfeksjonsmekanismene

Av det ovenstående går det fram at man ønsker et sterkt og langtidsvirkende desinfeksjonsmiddel med destruktiv virkning på alle mikroorganismer, men som samtidig ikke utgjør noen helsefare for de badende. Måten desinfeksjonsmiddelet setter cellene ut av funksjon er derfor viktig, og denne kan variere mye mellom de ulike midlene. I badevannssammenheng, hvor de sterke oksydasjonsmidlene dominerer, har man funnet at det først og fremst er enzymaktiviteten i cellene som blir stoppet (Metcalf og Eddy 1991). Enzymene står for alle aktive prosesser i en celle. Uten dem får cellen hverken byggeklosser for videre vekst eller energi til å utføre nødvendig arbeid i cellen. Enzymene er proteiner hvor aminosyrene og eventuelt andre viktige kjemiske komponenter er koblet sammen slik at proteinets tredimensjonale struktur gir enzymet dets tiltenkte spesifisitet. En liten endring i enzymets kjemi kan gi fatale følger for dets aktivitet og cellens mulighet for å overleve.

Sterke oksydasjonsmidler som klorgass, hypoklorsyre, hydrogenperoksid og ozon vil typisk angripe aminosyrer med reaktive sidegrupper som umettede ringstrukturer og svovel (Brock og Madigan 1991). Svovelgruppens funksjon i mange enzymer er knyttet til de såkalte S-S-broene innad i enzymet, broer som er viktige for å stabilisere enzymets tredimensjonale struktur.

Disse oksydasjonsmidlene har også desinfiserende effekt overfor virus. Virus kan enkelt beskrives som en kapsel av protein som inneholder DNA, og er avhengig av å infisere en celle for reproduksjon. Denne reproduksjonen er avhengig av en rekke aktive enzymer, og spredning av viruset skulle dermed kunne forhindres ved å ødelegge disse enzymene. Men man har funnet at også selve DNAet angripes av oksydasjonsmidlene (Brock og Madigan 1991), noe som ikke er så uventet med tanke på DNAets utpregede umettede karakter. Dets purin- og pyrimidinbaser har dobbelbindinger, som gjør at de lett oksyderes og således skades.

Når disse purin- og pyrimidinbasene bestråles med ultraviolett (UV) lys med bølgelengde på ca 260 nm, vil dobbeltbindingene absorbere dette lyset og dermed skades. Dermed mister cellen muligheten til å opprettholde enzymproduksjonen og normal celleaktivitet. Dette danner basis for bruk av UV-bestråling som desinfeksjonsmetode. Siden en del av enzymenes (og andre proteins) aminosyrer inneholder umettede ringstrukturer, vil disse også kunne påvirkes av UV-lys. Likevel har man funnet at det først og fremst er endringer i DNA-strukturen som har forårsaket den endelige inaktivering av cellene.

3.3.3 Faktorer som påvirker desinfeksjonseffekten

En rekke forhold vil avgjøre effekten av en gitt dosering av et desinfeksjonsmiddel. De viktigste er:

- Kontakttid
- Konsentrasjon og type kjemisk middel
- pH
- Type og antall organismer
- Andre forbindelser tilstede
- Temperatur

Kontaktid:

Generelt kan man si at jo lenger eksponeringstiden overfor et desinfeksjonsmiddel er, desto større er sjansen for å drepe. Chick presenterte et generelt uttrykk for den såkalte inaktiveringshastigheten allerede i 1908, som viser et avtagende eksponensielt forhold mellom antall inaktiverede mikroorganismer og eksponeringstiden:

Chicks lov:

$$\frac{dN}{dt} = -kN$$

hvor

 dN/dt = endring i antall mikroorganismer pr. tidsenhet k = dødsrate-koeffisient N = antall overlevende celler ved ett gitt tidspunkt

Dette uttrykket har senere blitt presentert i mange ulike former for å kunne ta høyde for alle de fenomenene man har observert under eksperimentelle forsøk. At k i ligningen ofte benevnes som en konstant er misvisende, da størrelsen på den er avhengig av type organisme og ytre omstendigheter. Men i de tilfeller der man er interessert i én spesiell organisme under gitte betingelser, vil en kobling til Chicks lov kunne være et viktig bidrag for å estimere nødvendig eksponeringstid. Dersom logaritmen til antall gjenlevende mikroorganismer plottes mot eksponeringstid vil vinkelkoeffisient til den rette linjen som framkommer være lik k .

Ved desinfisering av bassengvann anses normalt kontakttiden å tilsvare vannets gjennomsnittlige oppholdstid i anlegget, og vil være bestemt av utskiftingsraten. Men siden kildene til nye mikroorganismer kan befinne seg i selve bassenget, er det viktig at desinfeksjonsmiddelet inaktiverer mikroorganismene i løpet av kort tid.

Konsentrasjon og type kjemisk middel:

Sammenhengen mellom konsentrasjon og effekt av desinfeksjonsmidler er uklar, men man har funnet at den empiriske formelen;

$$C^n t_p = \text{konstant},$$

hvor C = konsentrasjonen av desinfeksjonsmiddelet n = koeffisient t_p = nødvendig eksponeringstid for å oppnå gitt prosentuell inaktivering

kan til en viss grad benyttes for å vurdere hva som har størst betydning, konsentrasjonen eller kontakttiden. Ved å plote C mot t_p på log-log-papir, vil man få en rett linje med vinkelkoeffisient lik $-1/n$. Hvis $n > 1$, er kontakttiden "viktigere" enn konsentrasjonen.

pH:

Med unntak av UV-lys, vil vannets pH ha betydning for desinfeksjonsmiddelets kjemiske tilstand, som igjen påvirker desinfeksjonseffekten. Den kjemiske tilstanden kan være av stor betydning for middelets reaktivitet og diffusjon inn i mikroorganismene. Dette er tilfelle for f.eks hypokloritt, noe som er beskrevet nærmere i kapittel 4.2.

Man skal også være klar over at pH ikke bare påvirkes av "ytre" faktorer, som fellingkjemikalier i renseprosessene og tilsats av desinfeksjonsmidler, men også av mikrobielle prosesser. Dette kan gi store utslag lokalt, f.eks i biofilmer. Likeledes vil pH inne i en celle kunne være svært ulik den som finnes utenfor cellen. Dette kan ha stor betydning for desinfeksjonsmiddelets effekt lokalt.

Type og antall organismer:

Som det klart fremgår av kapittel 2.7, har ulike typer mikroorganismer svært ulik evne til å motstå de mest brukte desinfeksjonsmidlene. Mens de fleste aktivt voksende bakterier vil inaktiveres umiddelbart, kan en del sporer og cyster av sopp, bakterier og protozoer overleve de fleste desinfeksjonsmetoder. Sporer og cyster er hvilende celler som er beskyttet av et tett skall nettopp for å overleve ekstreme ytre betingelser.

I den grad desinfeksjonsmiddelet brukes opp under desinfiseringen, noe som påvirker konsentrasjonen av middelet, er effekten avhengig av antall organismer tilstede.

Andre forbindelser tilstede:

Organisk materiale vil reagere med de fleste oksiderende desinfeksjonsmidlene og dermed redusere deres effekt. Fnokker med suspendert materiale vil kunne virke beskyttende for mikroorganismer som befinner seg på eller inne i disse.

Temperatur:

Desinfeksjonsprosessen (unntatt UV-bestråling) er influert av temperaturen, og van't Hoff-Arrhenius-relasjonen kan anvendes for å beregne temperatureffekten, hvis desinfeksjon ved høye temperaturer holdes utenfor:

$$\ln\left(\frac{t_1}{t_2}\right) = \frac{E_a(T_2 - T_1)}{RT_1T_2},$$

hvor

t_1, t_2 = nødvendig ekponeringstid for å oppnå gitt prosentuell inaktivering ved h.h.v. temperaturene T_1 og T_2 (K)

E_a = aktiveringsenergien, J/mol

R = gasskonstanten, 8.314 J/mol·K

Typisk verdi for aktiveringsenergien til hypoklorsyre ved pH 7.0 og normal temperatur er 2.0 kJ/mol (Metcalf og Eddy 1991).

4. Klorering

Pr. idag er klorering den eneste desinfeksjonsmetoden som er tillatt brukt alene i badeanlegg. Dette skyldes i første rekke at dens desinfeksjonseffekt overfor en rekke sykdomsframkallende bakterier er godt dokumentert, at den gir en lett målbar klorrest med lang virketid i vannet, og at den medvirker til å bryte ned organisk materiale i bassengvannet. Videre er dette en billig metode som vi også har lang erfaring med, blant annet fra drikkevannsbehandling. Bruk av andre desinfeksjonsmidler alene krever at det gis dispensasjon fra gjeldende bestemmelser. Men fordi klorering kan gi en del uønskede biprodukter og kan forårsake luktproblemer, er det blitt relativt vanlig i mange land å kombinere klorering med andre desinfeksjonsmetoder for å redusere nødvendig klordosering.

4.1 Kloreringskjemikaliene

Klor tilsettes vannet normalt i form av natrium- eller kalsiumhypokloritt (h.h.v. NaOCl og Ca(OCl)_2) eller klorgass (Cl_2). Se Boks 3. I USA er klordioksid og kloraminer også brukt, men disse vil ikke bli behandlet spesielt i denne veilederen. Natriumhypokloritt- og kalsiumhypoklorittløsningene er sterkt basiske, og pH i vannet må derfor justeres ned med saltsyre (HCl) eller CO_2 når disse benyttes som desinfeksjonsmiddel. Både desinfeksjonsmidlene og eventuell bruk av saltsyre til pH-justering vil tilføre store mengder klorid til vannet, og kloridkonsentrasjonen bør derfor overvåkes nøye for å unngå korrosjonsskader på anleggsutstyret (se også kapittel 6).

Med jevne mellomrom bør anlegget sjokk-kloreres. Da tilsettes klor i høye doser for å ta knekken på de mer klorresistente mikroorganismene som overlever den vanlige desinfiseringen, og for å oksidere klorforbrukende forbindelser i vannet og i sirkulasjonssystemet. Den høye klordosen vil også bryte ned eventuelle biofilmer som har blitt dannet i rør, renner og filtre siden forrige sjokk-klorering. Bassenget må være stengt for publikum når sjokk-kloreringen pågår.

Normalt doseres hypokloritt-løsning fra en beholder ved hjelp av en membran-doseringspumpe. Doseringsmengden kan kontrolleres manuelt eller automatisk. Automatisk kontroll av klordoseringen er av driftsmessige grunner å foretrekke, og er idag utbredt da det finnes gode klormålere på markedet. Uansett styringsmetode må det anskaffes utstyr for kontinuerlig eller sporadisk registrering av restklor.

Ved automatisk styring av doseringen etter restklor kreves det utstyr for kontinuerlig måling av restklor-konsentrasjonen. Potensiometrisk måling med selektiv elektrode dominerer. Måleren avgir et signal til doseringspumpa som er omvendt proporsjonalt med restklor-konsentrasjonen. Ved lav konsentrasjon økes doseringshastigheten, mens doseringen opphører ved en gitt øvre konsentrasjon. Ved potensiometrisk måling kreves det nøye renhold av elektroder, samt regelmessig kalibrering av instrumentet.

Boks 3. Kloreringsmidler brukt ved norske badeanlegg. Beskrivelse og bruk.

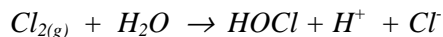
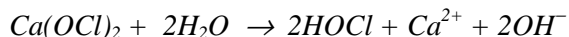
Natriumhypokloritt i vandig løsning: Framstilles ved å lede klorgass ned i en sterkt basisk løsning. Handelsvaren inneholder 12-16% aktivt NaOCl ved siden av koksalt (NaCl), lut (NaOH) og natriumkarbonat (Na₂CO₃). Ved dosering av 1 liter 16% natriumhypoklorittløsning vil den totale klortilsatsen utgjøre 234 g. Natriumhypokloritt har begrenset holdbarhet og bør derfor ikke lagres over lengre tid. Natriumhypokloritt kan også framstilles på stedet ved elektrolyse av en koksaltløsning eller sjøvann. Av 3 kg koksalt kan det framstilles ca. 1 kg aktivt klor. Løst i 100 liter vann blir dette en løsning med 1% aktivt klor.

Kalsiumhypokloritt: Dette er et hvitt krystalinsk stoff med god lagringsstabilitet (i motsetning til natriumhypokloritt). Normalt inneholder handelsvaren 70 – 80% aktivt klor, resten består av kalsiumkarbonat og kalsiumklorid. Kalsiumhypokloritt må lagres kjølig og tørt p.g.a. dens reaksjon med fuktighet og varme. Forbindelsen er forholdsvis tungt løselig i vann, noe som gjør at løsningen blir blakket. Innholdet av kalsiumkarbonat bidrar også til blakkingen. 250 g kalsiumhypokloritt i 1 liter vann inneholder samme mengde fritt klor som 1 liter 16% natriumhypoklorittløsning.

Klorgass: Leveres i trykkbeholdere i flytende form. For transport og lagring er det strenge sikkerhetsregler, og for dosering kreves spesielt utstyr. Det er derfor bare større svømmehaller som desinfiserer vannet med klorgass.

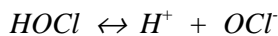
4.2 Aktive klorforbindelser; fritt og bundet klor

Ved tilsats av natriumhypokloritt (NaOCl), kalsiumhypokloritt (Ca(OCl)₂) eller klorgass (Cl₂) til vann, vil disse raskt hydrolyseres og frigi hypoklorsyre (HOCl):



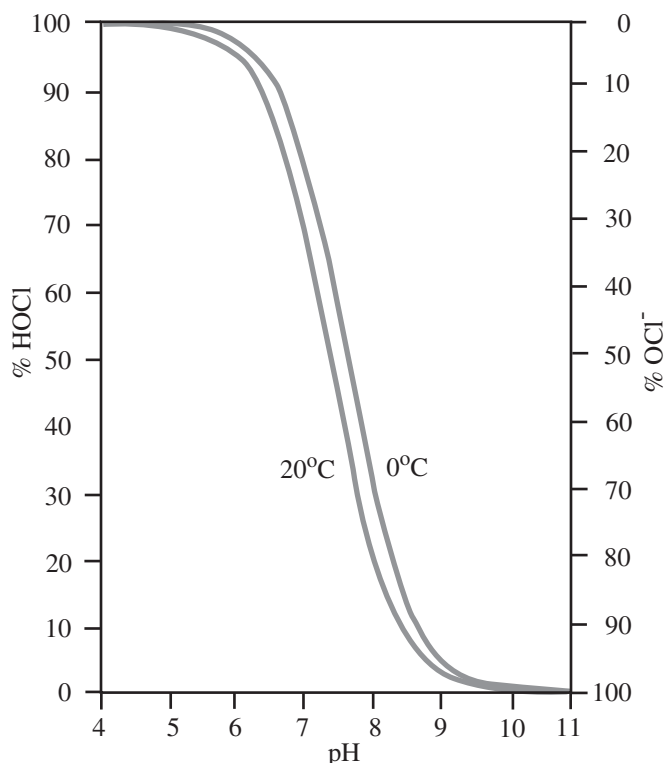
Bruk av NaOCl og Ca(OCl)₂ vil føre til økt pH på grunn av dannelsen av hydroksylioner (OH⁻), mens klorgass gir redusert pH på grunn av H⁺-dannelsen.

HOCl vil være i en pH-avhengig dissosiasjonslikevekt med hypokloritt-ion (OCl⁻):



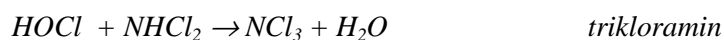
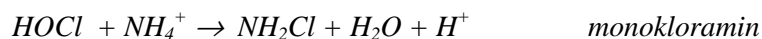
Ved normale temperaturer og ved de pH som er aktuelle i bade- og svømmeanlegg (pH 7.2-7.6), vil konsentrasjonene av HOCl og OCl⁻ være omtrent like (pK_a ≈ 7.5). Dette er også anskueliggjort i Figur 6. Summen av HOCl og OCl⁻ betegnes *fritt klor*.

Forholdet mellom HOCl og OCl⁻ er av stor betydning, siden HOCl er en langt mer effektiv desinfektant enn OCl⁻. HOCl regnes å ha 40 til 80 ganger sterkere effekt enn OCl⁻. Av figuren ser man at det derfor kan være fornuftig å holde pH i vannet noe lavt. Siden pH vil stige ved tilsats av natrium- eller kalsiumhypokloritt (se ligningene over) er det viktig å justere pH for å oppnå god desinfeksjonseffekt.



Figur 6. Fordeling av HOCl og OCl⁻ som funksjon av pH. Likevektens temperatur-avhengighet er også antydnet.

Som nevnt i kapittel 2.3, vil ulike nitrogenforbindelser kunne utgjøre en betydelig andel av forurensningene i badevannet, typisk i form av ammonium/ammoniakk, urea og aminosyrer/proteiner. Naturlig enzymatisk nedbrytning av urea og aminosyrer/proteiner vil frigi ytterligere ammonium til vannet. Ammonium vil være i likevekt med ammoniakk. Ammonium vil reagere med HOCl ved klorering og danne tre ulike typer kloraminer; h.h.v. monokloramin, dikloramin, trikloramin i tre påfølgende reaksjonstrinn:



Disse reaksjonene er avhengige av pH, temperatur, kontaktid og mengdeforholdet mellom HOCl og ammonium. Under normale forhold i et basseng vil monokloramin utgjøre mer enn 90% av kloraminene som dannes, mens dikloramin vil utgjøre brorparten av de resterende. Kloraminene, som går under betegnelsen *bundet klor*, har også betydelig desinfiserende effekt, riktignok med en meget langsommere reaksjonshastighet enn med fritt klor. Fritt og bundet klor kalles samlet for *totalt klor*, og er et mål på vannets samlede desinfiserende evne. Kloraminene vil i stor grad fjernes ved såkalt knekkpunktsklorering.

4.3 Knekkpunktsklorering

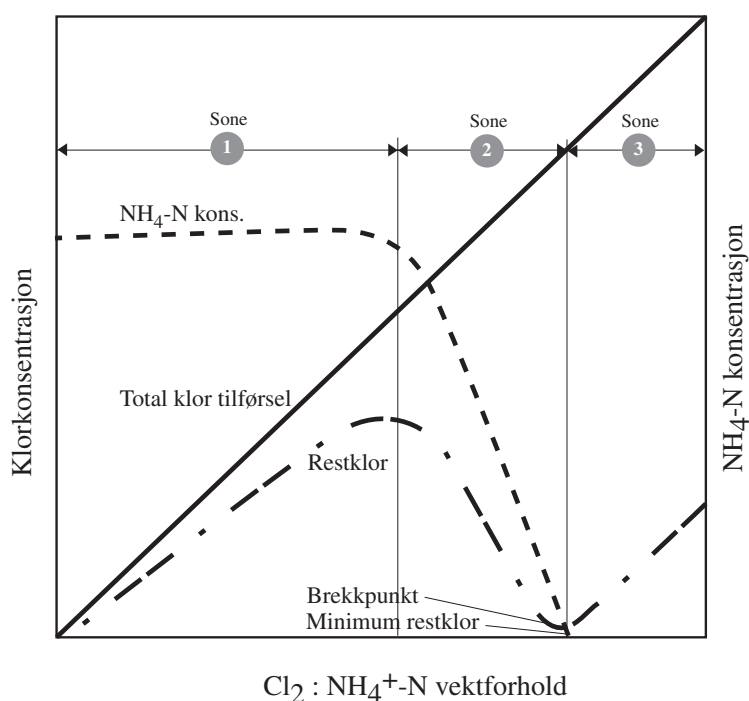
Kloramindannelsen omtalt over, og en rekke andre oksydative reaksjoner mellom fritt klor og uorganiske og organiske molekyler som kan foregå ved klorering, er reaksjoner som skjer langt raskere enn selve desinfiseringen. Det er derfor viktig å ha et overskudd av klor igjen til

desinfiseringen etter dette klorforbruket. Mengden klor som må tilsettes er bestemt av det såkalte knekkpunktet, noe som er vist i Figur 7. Tilsetningen kan deles inn i tre soner:

Sone 1: Fritt klor reagerer umiddelbart med lett oksyderbare forbindelser, som rester av fellingskjemikalier ($\text{Al}^{3+}/\text{Al}^{2+}$, $\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$), Mn^{2+} og noe organisk materiale, og reduseres selv først og fremst til klorid-ioner. Deretter reagerer fritt klor med ammoniakk og danner kloraminer (bundet klor) og små mengder klororganiske forbindelser som f.eks trihalometaner. Alt restklor foreligger som bundet klor.

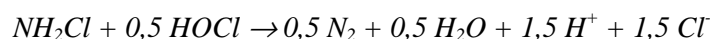
Sone 2: Nedbryting av kloraminer og klororganiske forbindelser. Noe av kloraminene vil ende opp som trikloramin, mens mesteparten vil bli oksydert videre til dinitrogenoksyd (N_2O) og nitrogen-gass (N_2).

Sone 3: Når knekkpunktet passerer ved inngangen til sone 3, vil ekstra tilsatt av klor gjenfinnes som fritt klor i vannet.

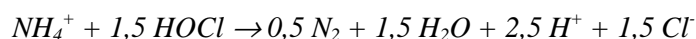


Figur 7. Generalisert dose-behovskurve ved knekkpunktsklorering.

Forenklet kan reaksjonene som skjer med monokloramin under knekkpunktskloreringen beskrives ved reaksjonsligningen:



Sammen med reaksjonsligningen for monokloramindannelsen gir dette den samlede reaksjonen:



Ut fra denne reaksjonsligningen får man et teoretisk vektforhold mellom tilsatt mengde klor og omsatt mengde ammonium på 7,6 g Cl_2/g $\text{NH}_4\text{-N}$ ved knekkpunktet. I praksis har det vist seg at man må opp i et $\text{Cl}_2/\text{NH}_4\text{-N}$ -forhold på ca.10 for god effekt. I knekkpunktet er ammonium- og klorkonsentrasjonen på det laveste.

I Forskriftens §15 er det satt en øvre grense på 0.5 mg bundet klor pr. liter bassengvann, mens konsentrasjonen av fritt klor er oppgitt med nedre grenser fra 0.4 mg/l til 1.0 mg/l avhengig av vanntemperaturen, som vist i Tabell 2. Dette betyr at man alltid må klorere forbi knekkpunktet. Men så lenge det tilføres aminer til bassenget fra de badende (eller andre kilder), vil den samtidige tilstedeværelsen av fritt klor føre til en dannelselse av kloraminer. Ved de pH man har i bassengvannet (pH 7.2-7.6) er det monokloramin som da vil dominere.

Tabell 2. Minimumsverdier for fritt klor og maksimalverdi for summen av fritt og bundet klor (Fra Forskriften).

Vanntemperatur	Vannets laveste innhold av fritt klor*	Sum av fritt og bundet klor, maksimalverdi**
≤27°C	0,4 mg/l	3 mg/l
27-29°C	0,5 mg/l	3 mg/l
29-33°C	0,7 mg/l	4 mg/l
33-37°C	0,9 mg/l	4 mg/l
>37°C	1,0 mg/l	4 mg/l

* Måles ved utløpet av bassenget før filtrering og tilsats av nytt desinfeksjonsmiddel.

** Innholdet av bundne klorforbindelser må aldri overstige 50% av den målte verdien av fritt klor. Verdien av bundet klor bør være så lav som mulig og må ikke overstige 0,5 mg/l.

Noen av de oksyderte organiske forbindelsene som dannes ved klorering er lett biologisk nedbrytbare, og kan derfor føre til en økning i mikrobiell aktivitet hvis ikke restklormengden opprettholdes.

4.4 Mikrobiell inaktivering

4.4.1 Inaktiveringsmekanismer

Som nevnt i kapittel 3.3.2 er det først og fremst mikroorganismenes enzymsystemer og derved evne til respirasjon som blir ødelagt ved klorering. Enzymene er livsviktige brikker i alle aktiviteter som en celle gjennomfører; bearbeiding av aktuell ”mat” utenfor cellen, transport inn i og ut av cellen, regulering av metabolismen (respirasjonen) og oppbygging av nytt cellemateriale. Blant annet fordi desinfeksjonseffekten gjerne er så umiddelbar, regner man med at det er forstyrrelsen av transportprosessene og respirasjonen som er det som slår mikroorganismene ut (Haas og Engelbrecht 1980).

Det har vist seg at HOCl er ca 40 til 80 ganger mer effektiv enn OCl^- til å inaktivere bakterier. HOCl er mer fettløselig enn OCl^- , og vil derfor langt lettere diffundere passivt gjennom cellens lipidrike membraner og inn til cellens indre, hvor den vil kunne angripe metabolismeenzymene (Bitton 1994, Brock og Madigan 1991). Inne i cellen vil HOCl også kunne angripe cellens DNA, hvor ”oppskriften” til enzymproduksjonen befinner seg. Derved forhindres cellen i å erstatte de enzymene som blir ødelagt (Haas og Engelbrecht 1980).

Man har funnet at ved meget høye klordoser vil de oksydative reaksjonene være så sterke at cellen kan sprekke og løse seg opp (lysis) (EPA 1999a).

4.4.2 Desinfeksjonens effektivitet

Effekten av klor overfor ulike mikroorganismer er godt dokumentert. Tabell 3 viser desinfeksjonseffekten overfor en rekke ulike mikroorganismer. Listen er kun ment å indikere hvor store klordoser ulike arter tåler, og må ikke tolkes som hvilke doser som er nødvendige eller tilstrekkelige for full inaktivering. Som vi skal se, og som påpekt tidligere, en doses inaktiveringseffekt er sterkt avhengig av en rekke forhold.

Selv om det er store forskjeller mellom ulike arter, kan man generelt si at bakterier lettere inaktiveres av klor enn virus, mens protozo-cyster ofte ser ut til å være relativt upåvirket ved normale klordoser. De fleste vegetative bakterier og virus er følsomme for lave konsentrasjoner av fritt klor. Som vist i Figur 2 og Tabell 3 synes *P. aeruginosa* å være mer resistent overfor fritt klor enn f.eks. *E. coli*. Bakteriesporer er mer hardføre og krever betydelig høyere doser. Enkelte parasitter, som f.eks. *Cryptosporidium parvum*, lar seg ikke inaktivere ved doseringer som normalt benyttes ved desinfeksjon av bassengvann.

Kloraminene har også desinfiserende effekt, men langt svakere enn fritt klor. Dette gjelder spesielt overfor virus og protozoer.

4.5 Faktorer som reduserer desinfeksjonseffekten; mulige tiltak

Generelt gjelder at best desinfeksjonseffekt oppnås ved høyt nivå av fritt klor, lang kontakttid, høy vanntemperatur og god innblanding, kombinert med lav pH, lav turbiditet og fraværelse av forstyrrende forbindelser. Effekter, og mulige tiltak mot disse, av turbiditet og forstyrrende forbindelser er diskutert i det følgende.

4.5.1 Nitrogenforbindelser og rester av fellingskemikalier

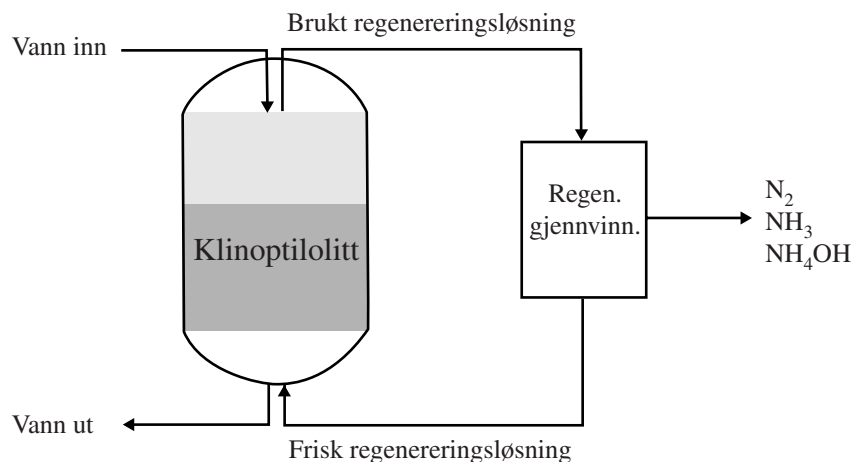
Som nevnt tidligere vil tilstedeværelse av ammoniakk/ammonium, organiske aminer og rester av fellingskemikaliene ($\text{Al}^{3+}/\text{Al}^{2+}$, $\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$) i filtermassen gi et raskt forbruk av fritt klor. For å minimere mengden klor som må tilsettes for å opprettholde en tilstrekkelig klorkonsentrasjon i vannet, kan man forsøke å fjerne kildene:

- Begrense tilførselen av urea og proteiner til bassengvannet ved å sørge for god hygiene og rengjøring.
- Sørge for optimal drift av renseanlegget med godt regenerert filtermasse i filteret.
- Fjerne ammonium fra bassengvannet ved hjelp av ionebytting.

Ved fjerning av ammonium ved ionebytting trenger man et ionebytttermateriale som kan binde ammonium reversibelt. Dette foregår ved at løstsittende mot-ioner (ofte Na^+ eller K^+) i ionebytttermaterialet byttes ut med ammonium-ioner (NH_4^+). Når alle tilgjengelige bindingssteder er okkupert, må ionebytteren regenereres. For regenerering kan det benyttes en koksaltløsning (NaCl) for å gi Na^+ som mot-ion, eller en KOH -løsning for å gi K^+ som mot-ion. Det naturlig forekommende leirematerialet klinoptilolitt (en zeolitt) har vist seg å være et egnet ionebytttermateriale for fjerning av ammonium, hvor byttet skjer mellom Na^+ og NH_4^+ . I Figur 8 er den prinsipielle oppbyggingen av et slikt ionebyttteranlegg vist.

Tabell 3. Ulike mikroorganismers følsomhet overfor fritt klor (HOCl + OCl⁻).

Organisme	Vanntype	pH	Temperatur °C	Eksponerings- tid	Kons. mg/l	Inaktivering %	Referanse
Bakterier							
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Buffer	6.0	11	1.5 min	0.1	99	Ross og medarb. 1976
<i>Escherichia coli</i>	Rent	7.0	20-25	1 min	0.055	100	Dychdala 1991
<i>Streptococcus faecalis</i>	Rent	7.5	20-25	2 min	0.5	100	Dychdala 1991
<i>Bacillus subtilis</i> sporer	Buffer	7.0	5	5 min	200	>99.9	Bloomfield og Arthur 1992
<i>Clostridium perfringens</i> sporer	Buffer	7	25	4 t	5	96	Venczel og medarb. 1997
<i>Pseudomonas fluorescens</i>	Rent	6.0	21	15 sek	5.0	100	Dychdala 1991
Virus							
Coxsackie	Rent	6.9-7.1	25-29	1-3 min	0.21-1.0	99.6-99.9	Dychdala 1991
Polio	Buffer	7.0-7.9	19-28	2-10 min	0.11-1.0	99.9	Dychdala 1991
Simian rotavirus	Buffer	7	4	21 sek	0.1	99.9	Vaughn og medarb. 1986
				6 sek	0.2	99.9	
Human rotavirus	Buffer	7	4	60 sek	0.1	99.9	Vaughn og medarb. 1986
				8 sek	0.2	99.9	
Parasitter							
<i>Cryptosporidium parvum</i> oocyster	Rent	7		90 min	80	90	Korich og medarb. 1990
	Buffer	7	25	24 t	5	0	Venczel og medarb. 1997



Figur 8. Prinsipiell oppbygging av et ionebytteranlegg for fjerning av ammonium (etter Ødegaard 1988).

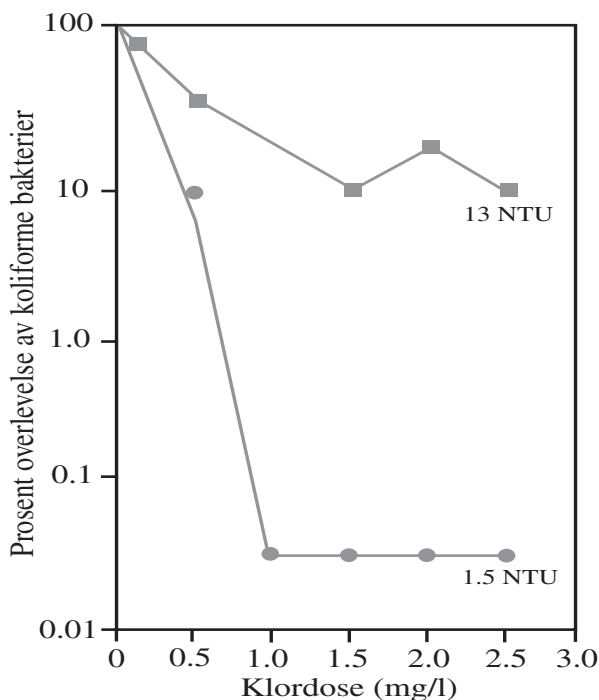
4.5.2 Partikulært materiale

Som beskrevet i kapittelene 2.7.1 og 3.3.3, vil mikroorganismer som befinner seg på eller inne i partikulært materiale eller i biofilm være mer eller mindre beskyttet mot desinfeksjonsmidler som klor. Dette både fordi klor vil forbrukes av det omgivende organiske materialet, og fordi man har en diffusjonsgradient innover mot, og inne i, hver enkelt partikkel. Siden ingen partikkel vil være homogen hverken i form eller sammensetning, vil fritt klor kunne være ulikt distribuert i hver enkelt partikkel og mellom ulike partikler. Men generelt kan man si at større partikler har større potensiale for å virke beskyttende enn små. Uttrykt ved vannets turbiditet, som i eksempelet med koliforme bakterier vist i Figur 9, vil høy turbiditet kunne gi betydelig redusert inaktiveringsgrad i forhold til vann med lavere turbiditet. I Forskriften er kravet til turbiditet satt til <0.5 NTU (§16), og altså enda lavere enn "lav-turbiditetsvannet" i figuren. Det er derfor av stor betydning at renseanleggets filter fungerer som det skal og fjerner partikulært materiale fra vannet.

Også partiklenes sammensetning er av stor betydning. Hoff (1978), viste at poliovirus bundet til leirepartikler eller til aluminiumfosfat ble inaktivert av klor like effektivt som når viruset var frittsvevende. Men knyttet til bakterieceller oppnådde viruset full beskyttelse mot klorinaktivering. I de samme forsøkene fant Hoff at *E. coli* tålte 0.5 mg/l klor i 60 minutter ved binding til partikler, mens mer enn 99.99% av frittsvevende *E. coli* ble inaktivert på ett minutt under samme betingelser.

4.5.3 Sollys

Direkte sollys, og spesielt bølgelengdene rundt 330 nm, vil forholdsvis raskt bryte ned fritt og bundet klor. I vannoverflaten er det målt en halveringstid for fritt klor på 12 minutter ved pH 8 (Nowell og Hoigne 1992), men denne øker noe ved lavere pH. Utendørs svømmebasseng kan derfor oppleve spesielt høyt klorforbruk på solrike dager. For å forhindre høyt klorforbruk på soldager kan bassenget dekkes til når dette ikke er i bruk.



Figur 9. Inaktivering av koliforme bakterier med klor ved høy og lav turbiditet (etter LeChevallier og medarb.1981).

4.6 Helsemessige aspekter

4.6.1 Dannelse av klororganiske forbindelser

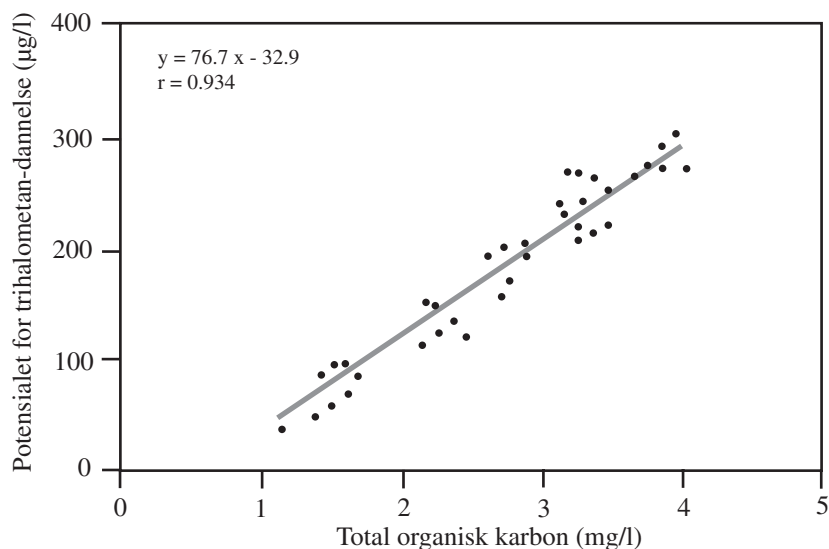
Som vi tok opp i kapittel 2.4, vil klorering kunne gi dannelse av halogenerte organiske forbindelser, oftest representert ved de såkalte trihalometanene (THM). I ferskvann vil disse i all hovedsak være kloroform (CHCl_3), mens det i bassengvann tilsatt sjøvann også vil kunne dannes en betydelig andel bromerte klororganiske forbindelser. Ved tilstedeværelse av organisk nitrogen kan det også dannes mindre mengder haloacetonnitriler, halopicriner og cyanohalider. Noen av THMene er ansett potensielt kreftframkallende fordi de kan endre arvestoffet i cellene våre.

Som poengtert i kapittel 2.4, er mengden THM som dannes nært knyttet til mengden naturlig organisk materiale (NOM), og da spesielt innholdet av aromatiske forbindelser. For å holde THM-nede på et akseptabelt nivå, må konsentrasjonen av løste organiske forbindelser holdes så lavt som mulig. White (1992) har foreslått at målene med rensingen i forkant av kloreringen bør inkludere: 1) maksimal fjerning av forbindelsene som gir THM-dannelse, 2) redusere NH_4^+ -konsentrasjonen til 0.1 mg N/l, 3) redusere organisk-N-konsentrasjonen til 0.05 mg N/l, og 4) begrense det såkalte "15-minutt-klorforbruket" (mengden klor som forbrukes de første 15 minuttene etter klorering) til 0.5 mg/l. Disse tiltakene skal gjøre det mulig å knekkpunktlorere og samtidig holde THM-konsentrasjonen på et nivå under 10 $\mu\text{g/l}$.

Et annet alternativ for å unngå problematiske THM-konsentrasjoner kan være å redusere klortilsetningen ved å kombinere klorering med desinfeksjonsmetoder UV-bestråling eller kobber/sølv-oksydering. Dette vil bli behandlet i mer detalj i senere kapitler.

I Figur 10 er potensialet for dannelse av THM ved ulike mengder naturlig organisk materiale målt som totalt organisk karbon i ferskvann vist. I slike tester opprettholdes et høyt overskudd av fritt klor i 7

døgn for å bestemme maksimal mengde THM som kan dannes. Som det framgår er det en lineær sammenheng mellom mengden organisk karbon i vannet ved starten og mengden THM dannet. Metoden er imidlertid kritisert for å gi urealistisk høye THM-verdier. Alternative prosedyrer med lavere restklorkonsentrasjoner og kortere eksponeringstider er blant annet utarbeidet av Summers og medarbeidere (1996).



Figur 10. Potensialet for trihalometandannelse i forhold til konsentrasjonen av organisk karbon i form av naturlig organisk materiale (etter LeChevallier og medarb.1992).

4.6.2 Øyesvie og ”klorlukt”

Mange har opplevd sviende øyne og irriterte slimhinner under opphold i badebasseng. Man mener at det først og fremst er di- og trikloraminer som forårsaker disse plagene (Weber 1972). Som antydnet i kapittel 4.3, vil trikloraminer kunne utgjøre en andel av bundet klor etter knekkpunktsklorering. Men mengden bundet klor vil da normalt være beskjeden.

Hvilke stoffer som gir den karakteristiske ”klorlukten” i badeanlegg er man ikke helt sikker på. Sensoriske analyser er sjelden så spesifikke at man kan skille alle de potensielle kandidatene fra hverandre. En kjemisk analyse av vannet kan muligens bidra til å finne årsaken til et spesifikt luktproblem. Men sannsynligvis er det et bredt spekter av forbindelser som bidrar til lukten, som derfor også vil kunne variere mye mellom de ulike badeanleggene (EPA 1999b):

Kloraminer:

Mens monokloramin sjelden har blitt funnet å resultere i problematisk lukt eller smak, har di- og trikloraminerne en mer klor-lignende lukt. Ved de pH-verdiene man opererer med (pH 7.2-7.6), er det først og fremst monokloramin som vil dannes ute i bassenget. Ved lavere pH får man en forskyvning over mot di- og trikloraminer. Har man problemer med store mengder kloraminer i vannet kan disse reduseres ved UV-bestråling eller ved filtrering av vannet gjennom aktivkull.

Aldehyder:

Når fritt klor reagerer med aminosyrer og andre organiske nitrogenforbindelser kan det dannes aldehyder. Disse har meget komplekse lukt- og smakskaraktistikker, men vil kunne gi ”klorlukt”.

Klorfenoler:

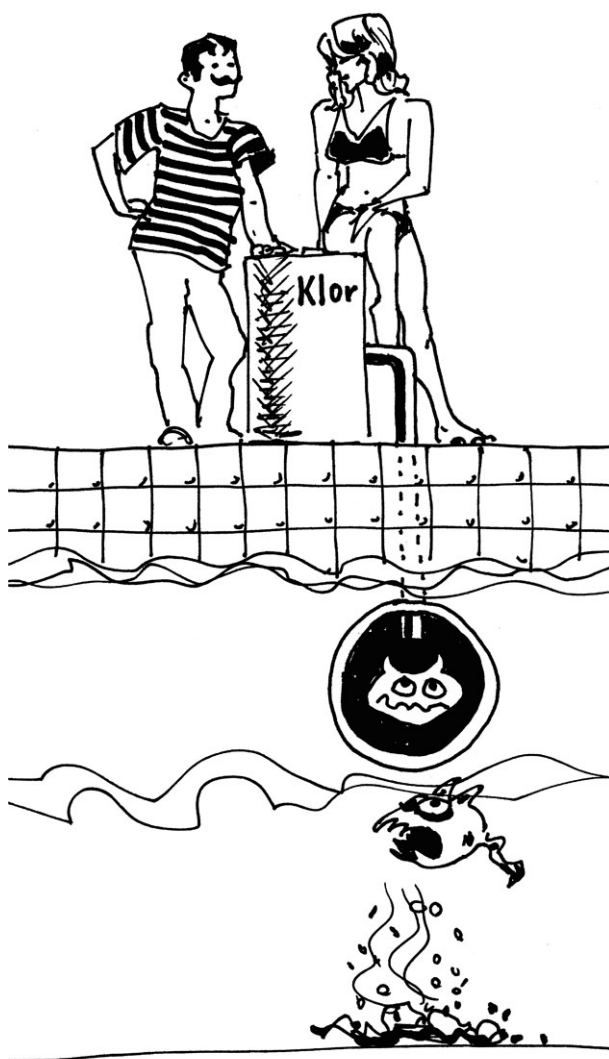
Klor kan også danne klorfenol med fenoler og gi en ”medisinal” smak og lukt.

Trihalometaner:

Også THM kan gi ”medisinal” smak og lukt.

Ved å inkludere adsorpsjon til aktivt kull som en del av renseprosessen i anlegget vil det være mulig å kontrollere luktdannelsen og samtidig minimere dannelsen av biprodukter. Adsorpsjonseffektiviteten til kullet er bestemt av kontakttiden og tilstedeværelsen av organiske forbindelser, som konkurrerer om ledige adsorpsjonsteder på og i kullet. Aktivt kull blir normalt levert på pulverform (PAC) eller i granulert form (GAC). Ved kroniske luktproblemer er det mest naturlig å behandle vannet i et GAC-filter.

Man skal imidlertid være klar over at samtidig som bundet klor og organiske luktforbindelser fjernes, fjernes også fritt klor effektivt i et kullfilter. Dette gir gode muligheter for bakterievekst i deler av filteret, med fare for løsriving av bakterier og tilførsler til badevannet. Elimineringen av fritt klor gir også et økt klorforbruk.



Klorering er den eneste desinfeksjonsmetoden som er tillatt brukt alene i badeanlegg.

5. Alternative desinfeksjonsmetoder

Selv om klorering har mange fordeler som desinfeksjonsmetode, har metoden også vesentlige ulemper som det har vist seg være vanskelige å omgå ved justering av dosering eller optimalisering av den øvrige vannbehandlingen. Videre kan klor kjemikalienes korrosive egenskaper skape problemer både under lagring og i badeanleggets rør og bassenger. Alternative metoder til klorering har derfor vært undersøkt. Foreløpig er ingen av disse godkjent brukt alene, og i de tilfellene de benyttes er det først og fremst for å redusere og kontrollere problemene man har med ensidig klorering.

I beskrivelsen av det ideelle desinfeksjonsmiddelet som startet dette kapittelet, er det først og fremst punkt iv) i listen som det er problematisk for mange av de alternative metodene å oppfylle; høy inaktiveringseffekt overfor mikroorganismer over tid. Problemet blir tydelig når man ser den klare sammenhengen mellom god desinfeksjonseffekt og desinfeksjonsmiddelets reaktivitet. Jo kraftigere og mindre målspesifikk oksydasjonsevne et desinfeksjonsmiddel har, desto hurtigere blir det nødvendigvis forbrukt ulike reaksjoner.

I det følgende skal vi se nærmere på de alternative metodene som er mest aktuelle i badeanleggsammenheng, og vi vil starte med bruk av hydrogenperoksid som sannsynligvis står nærmest en godkjenning for bruk alene.

5.1 Hydrogenperoksid

Til tross for at hydrogenperoksid (HP) er en enda sterkere oksydant enn klor (oksydasjonspotensiale på 1.8 V mot hypokloritts 1.4 V), og til tross for at den normalt ikke danner halogenerte biprodukter som trihalometaner, har den i liten grad blitt brukt som desinfeksjonsmiddel. De primære anvendelsesområdene for HP har vært innen:

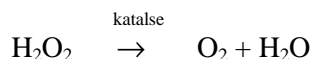
- *Luktkontroll*: Oksyderer hydrogensulfid, merkaptaner, aminer og aldehyder
- *Korrosjonskontroll*: Bryter ned restklor og reduserte svovelforbindelser som kan danne korrosive syrer
- *Uorganisk oksydasjon*: Oksyderer cyanider, NO_x , SO_x , nitritt m.m.
- *Organisk oksydasjon*: Hydrolyserer formaldehyd, karbohydrater, organiske fosfor- og nitrogenforbindelser og en rekke vannløselige polymere.
- *Metalloksydasjon*: Oksyderer bl.a. Fe^{2+} og Mn^{2+} til h.h.v. Fe^{3+} og Mn^{3+} og kan således bidra til forbedret utfelling av uorganisk og organisk materiale (jfr. partikkeldestabilisering i kapittel 3.2.2).
- *Økt biotilgjengelighet*: Ved oksydasjon av større organisk forbindelser til syrer og aldehyder gjøres disse mer tilgjengelige for mikrobiell vekst.
- *Detoksifisering*: Med katalysator tilstede har HP blitt benyttet til å bryte ned og dermed detoksifisere ulike pesticider, løsemidler, plastisider m.m.

Disse egenskapene til HP har fått en rekke industrielle anvendelser, men også innenfor drikkevannsbehandling der den primære bruken har vært lukt- og smakkontroll. I de tilfellene der den har blitt brukt som desinfeksjonsmiddel har dette først og fremst vært i kombinasjon med andre metoder. Etter som HP bryter ned klorforbindelser må den ikke kombineres direkte med klorering. Der HP og klorering kombineres innenfor drikkevannsbehandling blir HP først og fremst brukt i forbindelse med biofiltrering for å øke biotilgjengeligheten til det organiske materialet og for å gi ekstra oksygenering. Kloreringen sørger for god desinfeksjonen etter filtreringen. På denne måten fjernes hovedtyngden av de komponentene som ofte gir opphav til de uønskede halogenerte biproduktene (f.eks trihalometaner).

For kommersiell bruk leveres hydrogenperoksid som en 35% klar løsning, normalt produsert ved elektrolyse og oppkonsentrert ved inndamping. Denne løsningen er sterkt korrosiv og vil kunne gi alvorlige brannskader, og dampen virker ekstremt irriterende på slimhinner.

5.1.1 Hydrogenperoksid som desinfeksjonsmiddel

Hydrogenperoksid er en vanlig forekommende forbindelse i naturen. Den produseres i enkelte oksydative prosesser i noen celler, mens andre produserer HP som en ren forsvarsmekanisme. Dette gjelder også mennesker, hvor hydrogenperoksid er en viktig del av vårt forsvarssystem overfor patogene mikroorganismer. Derfor er også forsvarsmekanismer *mot* hydrogenperoksid også utbredt i naturen. Den viktigste i så måte er uten tvil enzymet katalase, som spalter HP til vann og oksygen:



På grunn av enzymets utbredelse er den desinfiserende effekten til HP langt svakere enn klor, selv om HP altså er en sterkere oksydant enn klor. For å overbelaste katalase-aktiviteten, og dermed oppnå inaktivering av cellen, trengs det derfor en mye høyere konsentrasjon av HP i vannet enn for tilsvarende inaktivering ved klorering. Anbefalt konsentrasjon i badevann er 90 mg H₂O₂/l.

Desinfeksjonsmekanismer og effekt på ulike mikroorganismer med HP er lite studert. Det er indikasjoner at enkelte virus er meget motstandsdyktige overfor HP. I et forsøk med poliovirus trengte man enten 3000 mg HP/l i 6 timer eller 15000 mg HP/l i 24 minutter for å få en 99% inaktivering (Lund 1963).

Som nevnt blir hydrogenperoksid primært brukt til å oksydere en lang rekke ulike uorganiske og organiske forbindelser. Når vannet inneholder store mengder av denne typen forurensninger, vil HP-forbruket kunne bli altfor stort til å kunne forsvares økonomisk. HP har en høy innkjøpspris sammenliknet med klor. Det er derfor viktig at badeanleggets renseanlegg er i stand til å fjerne alle disse komponentene fra vannet, og at prosedyrene for filtervaskingen er optimal. Et ekstra forbruk vil man også kunne oppleve i utendørsbassenger som er utsatt for direkte sollys, hvor UV-komponenten i sollyset vil kunne spalte HP og danne langt sterkere reaktive hydroksylradikaler. Det er tilgjengelig på markedet HP-løsninger med tilsatt stabilisator ("stabilisert HP-løsning"), som etter sigende skal kunne forhindre nedbrytning av HP ved kontakt med organisk materiale, metallioner og lys.

5.1.2 Norske driftserfaringer

Hydrogenperoksid er tatt i bruk som desinfeksjonsmiddel, enten alene eller i kombinasjon med andre metoder, ved et fåtall badeanlegg også her i Norge. Tabell 4 gir en kort oversikt over noen av disse og de erfaringer man har gjort. Generelt kan man si at HP kan gi betryggende hygienisk vannkvalitet dersom et minimumsnivå på 90 mg/l opprettholdes i badevannet, og at det ellers sørges for gode hygieniske rutiner og renhold. Ansatte og brukere har generelt vært meget positive, og har trukket fram et bedre arbeidsmiljø og bedre badevann grunnet fravær av klorlukt og mindre øyeirritasjoner. Personer som ikke har kunnet bade i klorert vann p.g.a. allergi, har kunnet bade i vann med HP uten problemer.

Det som går igjen ved nær sagt alle anleggene, er problemer med å opprettholde den nødvendige HP-konsentrasjonen på 90 ppm i vannet, noe som har ført til dels meget høye doseringer. I noen tilfeller har man kunnet påvise høyt HP-forbruk i filtrene i renseanlegget, noe som kan tyde på at tilbakespylingen ikke fungerer bra nok. Ved Martina Hansens Hospital ble det målt et HP-forbruk på 15-20 ppm over filtrene. Imidlertid er det også klart at forurensninger i vannet kan gi høyt HP-forbruk. Ved Sofiemyr svømmehall ble det målt høyt HP-forbruket også i perioder hvor sirkulasjonsvannet ble kjørt utenom filtrene nattetid.

På stedene der sjokk-klorering praktiseres, opplever man en umiddelbar men kortvarig forbedring. Den direkte årsaken til det høye HP-forbruket er ikke brakt på det rene, men to muligheter er sannsynlige;

- 1) HP forbrukes av oppkonsentrert organisk og uorganisk stoff i vannet og/eller i filtermassen, og
- 2) HP-forbrukes ved enzymatisk nedbrytning forårsaket av mikrobiell vekst inne i filteret.

Sammenliknet med erfaringer fra Nässjö svømmehall i Sverige, har HP-forbruket i norske badeanlegg generelt vært mye høyere. Ved Nässjö (25 m basseng) er det rapportert et gjennomsnittlig forbruk på ca. 9 l/døgn av en 50% HP-løsning. Her benyttes en såkalt stabilisert HP-løsning.

Det er samtidig viktig å legge merke til at effekten på virus- og protozoa-inaktivering ikke er undersøkt ved disse badene. Dette er mikroorganismer som kan være langt mindre følsomme overfor oksydanter enn de vegetative bakteriene som er undersøkt her.

På grunn av HPs svake desinfiserende effekt, er det mulig å kombinere HP med f.eks ozon eller UV ved desinfeksjon. Dette vil føre til frigivelse av ekstremt reaktive hydroksylradikaler med langt større inaktiverende effekt. Men disse har samtidig ekstremt kort levetid, og vil derfor ikke kunne ha noen langtids effekt i et bassengvannet. Bruk av ozon og UV vil bli behandlet i det følgende.

5.2 Ozon

Frankrike har vært et foregangsland når det gjelder bruk av ozon som desinfeksjonsmiddel. Det første desinfeksjonsanlegget for drikkevann ble satt i drift ved Nice i 1906, og har vært i kontinuerlig drift siden. I 1977 var det i drift anslagsvis 1043 ozon-baserte desinfeksjonsanlegg for drikkevann i Europa. De første bassengbad hvor vannet ble desinfisert med ozon ble bygget i Tyskland på 1960-tallet.

5.2.1 Drift av ozonerings-anlegg

Fremstilling av ozon er beskrevet i Boks 4. Ved ozonering av bassengvann bør ozon blandes godt inn i vannstrømmen etter sandfilterene. Ofte tas det ute en delstrøm av sirkulasjonsstrømmen som ozoneres i en egen sløyfe før vannet ledes tilbake til hovedstrømmen. Selve ozoneksponeringen skjer i en holdetank, dimensjonert for en kontaktid på minimum 4 minutter. Ozon må tilsettes slik at det umiddelbare ozonforbruket overskrides og etterlater en restozonmengde i vannet, anbefalt til 0.4 mg O₃/l (tilsvarende et redoks-potensiale på ca. 850 millivolt) av enkelte leverandører. Ozonforbruket vil øke med vannets innhold av organisk stoff og andre oksiderbare forbindelser, og ozondoseringen må derfor tilpasses hvert enkelt anlegg eksperimentelt. Det bør monteres utstyr for kontinuerlig måling og logging av restozon eller redoks-potensial nære utløpet av holdetanken.

Siden ozon er giftig i de konsentrasjonene som normalt benyttes (0.1-1 mg/l), må restozon bli fjernet fra vannet før det blir ledet videre til bassenget. Dette skjer normalt i et aktivt kullfilter. Alternativt kan det tilsettes et reduksjonsmiddel som nøytraliserer ozon, f.eks. natriumtiosulfat. UV-bestråling vil også øke nedbrytningen av ozon. Også avgassen fra holdetanken må destrueres på tilsvarende måte. Selv om ozon har en skarp lukt alt ved 0.02-0.05 ppm (volummessig), noe som er godt under det som utgjør noen helserisiko, bør det av sikkerhetsmessige hensyn monteres en ozondetektor i maskinrommet og i bassenghallen. Dersom det oppstår lekkasje, eller at bassenget tilføres ozonholdig vann slik at ozonkonsentrasjonen i lufta overstiger grenseverdien på 0.1 ppm (0,2 g/m³), må alarm aktiveres. Det skal være gassmasker med kullfiltre tilgjengelig i maskinrommet.

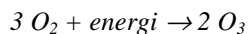
Kravet til fjerning av restozon fra vannet gjør at ozon ikke kan benyttes som eneste desinfeksjonsmetode i badeanlegg. Dette fordi Forskriften krever desinfeksjonseffekt også ute i bassenget (§15)

Tabell 4. Erfaringer fra noen norske badeanlegg som har tatt i bruk hydrogenperoksid som desinfeksjonsmiddel, enten alene eller i kombinasjon med andre metoder. Anleggene har etterstrebet en HP-konsentrasjon på 90 ppm for å sikre god bakteriologisk vannkvalitet.

Badets navn, periode med HP	Badets størrelse og temperatur	Filtertype/ koagulant	Rensing		Desinfeksjonsmetoder		Desinfeksjonsresultat	
			Tilbakespylings- syklus	Vann- kvalitet	HP-forbruk	Andre metoder	Antall prøver	Kintall (37 °C) <i>Pseudomonas aeruginosa</i>
Sofiemyr svømmehall (09.99-03.01)	25 m, 25-28°C barneb., 28- 33°C	4 stk sandfiltere, PACI	3x pr. uke kombinert med klorering	God	30-120 l/døgn (50-70 l/døgn)	UV Sjokk- klorering	62	Stort basseng: Stor over- skridelse i 5 prøver: 300 og >3000 pr. 100ml
Drammen sentralbad (siden 08.00)	2,5 m ³ bobleb., 38°C	1 stk sandfilter, Ecofloc	3x pr. uke	God	1,5 l/døgn	ingen, skifter vann	-	Normalt 0 pr ml, opp til 7 pr ml
Martina Hansens Hospital (2 år)	12,5 m + lite basseng 34°C	4 stk trykksandfiltere	2 x pr. uke	God	4-30 l/døgn	Sjokk- klorering	-	Gode ved 90 ppm HP
Harestua skole (2 år – avsluttet)	12,5 m	Sandfiltere, Ecofloc	3x pr. uke	God	6-12 l/døgn	Sjokk- klorering	-	-

Boks 4. Fremstilling av ozon

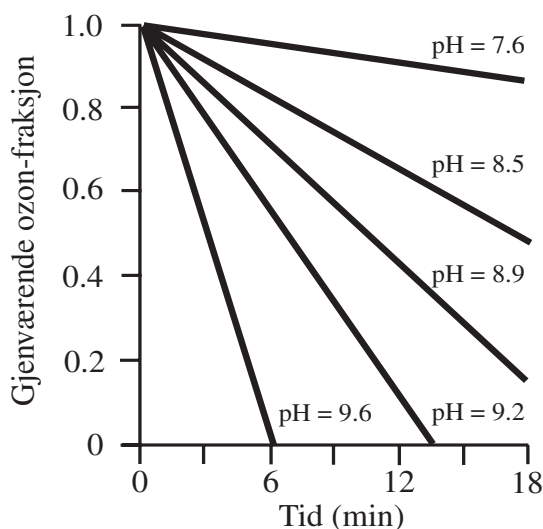
Ozon er satt sammen av tre oksygenatomer. Forbindelsen kan genereres ved å la tørr luft eller oksygen passere gjennom et felt med elektriske utladninger eller ved å UV-bestråle luft eller oksygen. I begge tilfellene blir oksygen-molekyler splittet. De resulterende oksygen-atomene reagerer med intakte oksygen-molekyler til ozon. Reaksjonen kan beskrives ved at tre oksygenmolekyler danner to ozonmolekyler ved tilførsel av energi:



Innhold av ozon i gassen som kommer ut fra ozongeneratoren vil være avhengig av om det benyttes luft eller ren oksygen, og avhengig av energitilførselen. Normalt vil gassen inneholde 10 til 25 gram ozon pr. m³ gass.

5.2.2 Ozon som desinfeksjonsmiddel

Ozon er et meget sterkt oksydasjonsmiddel, og enda mer reaktivt enn klor og hydrogenperoksid. I vann vil ozon dekomponeres spontant via en kompleks mekanisme med dannelse av blant annet frie hydroksylradikaler (OH·). Ett mol ozon gir normalt 1.5 mol OH·. Disse vil ha en halvveringstid på mikrosekundnivå, og vil derfor aldri finnes i høyere konsentrasjoner enn 10⁻⁵ µg/l (EPA 1999a). I bassengvannet vil ozon således kunne reagere med organisk materiale med to prinsipielt adskilte mekanismer; 1) direkte oksydering av forbindelsene med molekylært ozon (O₃(aq)), og 2) oksydering av forbindelsene med frie hydroksylradikaler etter dekomponering av ozon. De to reaksjonsmekanismene konkurrerer om substrat (dvs forbindelser å oksydere). Den direkte oksyderingen med ozon skjer relativt tregt (i f.h.t. med OH·), men konsentrasjonen av løst ozon er samtidig relativt høy. Under sure betingelser vil 1) dominere, mens ved høy pH, og ved bestråling med UV eller tilsats av hydrogenperoksid, vil hydroksyl-oksydering bli den dominerende mekanismen. Dekomponeringshastigheten til ozon ved ulike pH er gitt i Figur 11.



Figur 11. Spontan dekomponering av ozon ved ulike pH-verdier i rent vann

Ozon vil normalt ikke gi signifikante mengder halogenerte organiske biprodukter (HOB), men i sjøvannstilsatt bassengvann hvor bromid-konsentrasjonen kan være relativt høy, vil det kunne dannes trihalometaner med bromoform som den dominerende.

5.2.3 Mikrobiell inaktivering

Ozon regnes som et mer effektivt desinfeksjonsmiddel enn klor overfor virus og parasitter. Forsøk har vist at cystene til *Cryptosporidium parvum* er resistente overfor de klordoseringer som normalt brukes innen desinfeksjon av bassengvann, mens de er følsomme for <1 mg/l restozon (Korich og medarb.1990, Finch og medarb.1993). Også andre protozoer (*Giardia lamblia*, *Giardia muris* og *Naegleria gruberi*) er lettere å inaktivere med ozon enn klor (Wickramanayake 1991). I Tabell 5 er ozon-følsomheten til noen aktuelle mikroorganismer vist.

Som for klor skjer inaktiveringen av mikroorganismene ved oksydative angrep, først på cellenes membraner (både lipiddel og protein-/enzymdel), hvorpå cellens osmotiske regulering skades, og deretter også arvematerialet (DNA/RNA) inne i cellen.

Generelt er det vist at pH har liten innflytelse på desinfeksjonseffekten med ozon (EPA 1999a). Rapporterte variasjoner kan forklares med at økt pH har gitt økt dekomponeringshastighet av ozon, slik at mer ozon har måttet blitt tilsatt for å opprettholde ozonkonsentrasjonen.

Heller ikke temperaturen ser ut til å noen betydelig innvirkning på desinfeksjonseffekten til ozon. Ved økende temperatur vil løseligheten og stabiliteten til ozon gå ned, mens mikroorganismene blir mer følsomme. Men disse effektene ser ut til i stor grad å oppveie hverandre (EPA 1999a).

Som for andre kjemiske desinfeksjonsmidler vil mikroorganismer innbakt i partikler være delvis beskyttet. Beskyttelse vil også kunne oppnås ved kolonisering av partikkeloverflater og ved aggregatdannelse. Enkelte typer partikler vil i tillegg kunne reagere med og konsumere ozon. Når ozon reagerer med organisk stoff i vann dannes forbindelser med lavere molekylvekt enn utgangspunktet (f.eks. organiske syrer og fenolforbindelser). Disse vil generelt være lettere biologisk nedbrytbare, og vil kunne gi opphav til bakterievekst.

5.2.4 Reaksjoner som bestemmer ozon-behovet

Før man kan få etablert et relativt stabilt overskudd av ozon med desinfeksjonseffekt i vannet, vil man normalt oppleve (som for de andre oksydative desinfeksjonsmidlene) et visst forbruk av ozon. Dette forbruket vil typisk være assosiert med følgende:

- Reaksjoner med naturlig organisk materiale (NOM) i vannet og dannelsen av blant annet aldehyder og organiske syrer.
- Bikarbonat eller karbonat (alkalitet) vil reagere med hydroksylradikalene og danne karbonatradikaler.
- Oksydering av bromid til hypobromsyre, hypobromitt-ion, bromat, bromerte organiske forbindelser og bromaminer.

5.2.5 Uheldige biprodukter

Ved siden av uønskede trihalometaner, vil det kunne bli dannet bromat ved ozonering av bassengvann som inneholder bromid. Bromat er uønsket i drikkevann, da den kan ha uheldige helsemessige effekter. I svømmebasseng vil bromat kunne oppkonsentreres etter som det ikke finnes enkle metoder for å fjerne forbindelsen fra vannet.

Tabell 5. Ulike mikroorganismers følsomhet overfor ozon

Organisme	Vanntype	pH	Temperatur °C	Eksponerings- tid	Konsentrasjon mg O ₃ /l	Inaktivering %	Referanse
Bakterier							
<i>Escherichia coli</i>	Rent	7.0	24	100 s	0.23-0.26	99,99	Farooq og Akhlaque 1983
	Rent	7.0	20	10 s	0.18-0.51	>99,999	Boyce og medarb. 1981
	Rent	7.2	1	20 s	0.065	99	Katzenelson og medarb. 1974
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Buffer	6.0	11	2 min	0.1	99	Ross og medarb. 1976
<i>Mycobacterium fortuitum</i>	Rent	7.0	24	100 s	0.23-0.26	90	Farooq og Akhlaque 1983
<i>Legionella pneumophila</i>	Buffer	7.0	24	20 min	0.32-0.47	>99,99	Edelstein og medarb. 1982
Virus							
Coxsackie A9	5 FNU	7.0	20	10 s	0.035-0.144	>98	
Coxsackie B3	Rent	7.0	25	10 min	0.6	99,9	Boyce og medarb. 1981
Coxsackie B5	Rent	7.0	25	10 min	0.076	99,9	
Polio type 1	Rent	7.0	24	100 s	0.23-0.26	99,7	Farooq og Akhlaque 1983
Polio type 1	5 FNU	7.0	20	10 s	0.21	>97	Farooq og Akhlaque 1983
Polio type 2	Rent	7.0	25	10 min	0.052	99,9	Boyce og medarb. 1981
Polio type 3	Rent	7.0	25	10 min	0.22	99,9	Boyce og medarb. 1981
Bacteriophage f ₂	5 FNU	7.0	20	10 s	0.40-0.41	>99,97	Boyce og medarb. 1981
Simian rotavirus	Buffer	7.0	4	32 s	0.1	99,9	Vaughn og medarb. 1987
				9 s	0.2	99,9	
Human rotavirus	Buffer	7.0	4	6 s	0.1	99,9	Vaughn og medarb. 1987
				6 s	0.2	99,9	
Protozoer							
<i>Cryptosporidium parvum</i> oocysts	Rent			5 min	1	90	Korich og medarb. 1990
<i>Naegleria gruberi</i>	Buffer	7.0	5	7.8 min	0.55	99	Wickramanayake 1991
<i>Giardia muris</i>	Buffer	7.0	5	2.8 min	0.7	99	"
<i>Giardia lamblia</i>	Buffer	7.0	5	66 s	0.5	99	"

5.2.6 Ozon kombinert med andre desinfeksjonsmidler

Manglende effekt i selve bassenget er den største ulempen ved bruk av ozon. Dette innebærer at ozon fortrinnsvis må benyttes i kombinasjon med andre desinfeksjonsmidler. Det finnes enkelte badeanlegg hvor ozon benyttes i kombinasjon med klor, men foreløpig har man få erfaringer med dette her i Norge. Ved kombinerende av ozon og klor er det helt sentralt at all restozon er fjernet før kloreringen starter for å unngå unødvendig forbruk av klor (EPA 1999a). Siden ozon vil gi et ekstra tilskudd av lavmolekylære organiske forbindelser (dvs forløpere for THM) ved nedbrytning av NOM, vil det kunne være av stor betydning å fjerne disse før kloreringen for å unngå høye THM-konsentrasjoner i vannet. Ellers har redusert klorforbruk, redusert innhold av bundet klor, klarere vann og forbedret miljø i bassenghallen blitt hevdet å være de positive effektene av slik kombinert bruk.

Ozon kombinert med hydrogenperoksid (HP), også kalt perokson, blir benyttet internasjonalt innen drikkevannsrensing og avløpsvannrensing for å destruere tungt oksiderbare lukt-/smakforbindelser og organiske forurensninger. HP vil gi en betydelig akselerert dekomponering av ozon og dermed økt konsentrasjon av hydroksylradikaler i vannet. Dette ville også gjøre at det ikke lenger er mulig å opprettholde noen målbar restozonmengde i vannet. Perokson vil gi samme typer biprodukter som ozon; aldehyder, organiske syrer og ketoner, peroxider og bromat. Som desinfeksjonsmiddel ser perokson ut til å gi tilsvarende, eller muligvis litt bedret, effekt i forhold til ozon.

5.3 UV-bestråling

Desinfeksjon med UV-bestråling skiller seg prinsippielt sett klart fra de andre metodene som er beskrevet i denne veilederen. Klorering og ozonering er representanter for de kjemiske desinfeksjonsprosessene, hvor virkningene kommer i etterkant av en kjemisk reaksjon mellom desinfeksjonsmiddelet og mikroorganismene. Ved UV-bestråling, som er et fysisk desinfeksjonsmiddel, må all skade på mikroorganismene skje under den direkte eksponeringen. Ingen biprodukter med desinfiserende effekt dannes under bestrålingen, slik at det vil være meningsløst å snakke om noen restkonsentrasjon av UV-bestrålingen i vannet. Av den grunn må metoden benyttes sammen med et annet desinfeksjonsmiddel, vanligvis klor.

5.3.1 UV-lys og dose

UV-lys er elektromagnetisk stråling med bølgelengder mellom det for røntgenstråling og det for synlig lys, og deles inn i fire hovedkategorier; vakuum-UV fra 100 til 200 nm, UV-C fra 200 til 280 nm, UV-B fra 280-315 nm og UV-A fra 315-400 nm. Etter som det er de korte og energirike UV-C-bølgelengdene (rettere sagt 245-285 nm) som gir størst skade på mikroorganismene, er det disse som normalt benyttes.

UV-doseringen er et produkt av lysintensiteten (I ; mW/cm^2) og eksponeringstiden (t ; s);

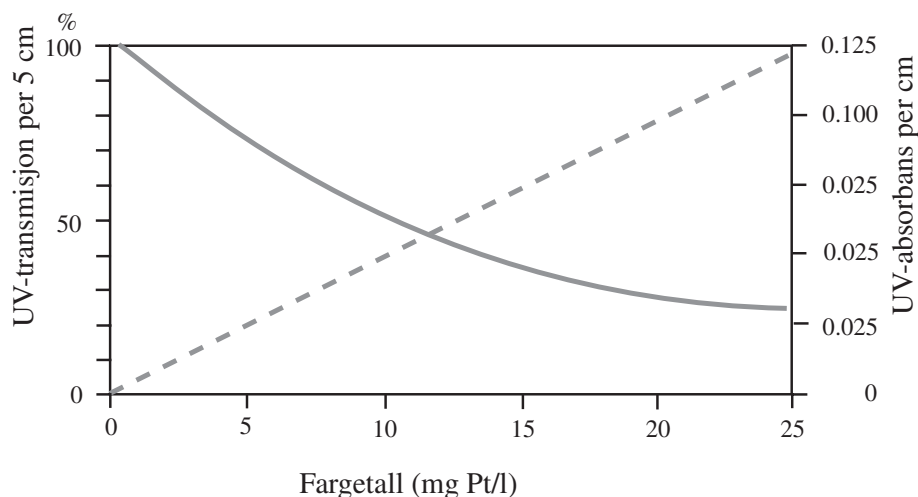
$$D = I \cdot t \text{ (mWs/cm}^2\text{)}$$

Lysintensiteten i et gitt punkt vil videre være avhengig av hvor stor del av lyset som rekker ned til dette punktet. De løste aromatiske forbindelsene i vannet, som utgjør en sentral del av naturlig organisk materiale (NOM), absorberer sterkt i UV-området rundt 254 nm. I tillegg vil partikler i vannet i mer eller mindre grad absorbere eller reflektere det innkommende lyset, og dermed ytterligere redusere lysintensiteten ved større dyp. UV-lyset som når ned til en viss dybde er gitt ved transmisjonen (T):

$$T = 10^{-Ab} \cdot 100 (\%),$$

hvor A = absorbansen pr. cm (cm^{-1})
 b = lysveien (cm)

Absorbansen måles spektrofotometrisk ved 254 nm bølgelengde, normalt med 1-cm eller 5-cm lysvei. UV-transmisjon og UV-absorbans ved økende fargetall er vist i Figur 12. Dersom transmisjonen er 75% pr. cm, vil den ved 5 cm lysvei (dybde) være $0.75^5 = 0.24$, det vil si at bare 24 % av det opprinnelige lyset trenger ned til en dybde av 5 cm. I vann av god kvalitet vil UV-transmisjonen være over 80 % ved 5 cm lysvei. Slikt vann egner seg godt for UV-desinfisering.



Figur 12. UV-transmisjon og UV-absorbans som funksjon av vannets fargetall (etter Folkehelsa 1989).

5.3.2 UV-anlegg

Desinfeksjonsanlegget består vanligvis av et sylindrisk bestrålingskammer i stål eller plast montert direkte på en trykkledning etter at vannet har blitt filtrert. Inne i kammeret er det montert ett eller flere UV-lysrør som er omsluttet av beskyttende kvartsglass. Lysrørene kan være montert parallelt med, eller 90° på, vannstrømmen (se Boks 5). Hvert lysrør bør være tilkoblet en egen indikatorlampe, som viser når det er ute av drift.

UV-dosen kan justeres ved å regulere lysintensiteten og/eller eksponeringstiden i bestrålingskammeret. Eksponeringstiden er igjen gitt av hastigheten på vanngjennomstrømningen og kammerets effektive volum. Etter som intensiteten avtar raskt med lysveien på grunn av absorpsjonen og lysspredningen i vannet, vil man prøve å minimere lysveien i kammeret uten at dette går for mye utover gjennomstrømningshastigheten. Av samme grunn plasseres UV-anlegget i etterkant av rensetrinnet, slik at vannets innhold av absorberende stoffer er på sitt laveste.

Normalt dimensjoneres UV-anlegg for en dose på minimum 16 mWs/cm^2 i kammerets minst bestrålte del. I praksis vil det si at dersom intensiteten måles til 16 mW/cm^2 ved UV-kammerets vegg, skal vannets gjennomsnittlige oppholdstid være på minimum 1 sekund. UV-intensiteten bør overvåkes med en sensor montert på kammerets vegg. Dersom intensitets-signalet er integrert med signal fra vannmengdemåleren vil det være mulig å lese av dosen direkte.

Boks 5. Lamper til bruk i UV-anlegg.

To ulike lampetyper, begge med kvikksølvldamp, er vanlige i bruk for desinfisering av bassengvann; såkalte **lavtrykkslamper** og **mellomtrykkslamper** (som refererer til gasstrykket inne i lampene). Lavtrykkslampene avgir nær 90% av stråleeffekten ved 254 nm, som er nær det optimale med tanke på DNA/RNA-skade i mikroorganismene. Mellomtrykkslampene avgir lys i et bredere bølgeområde av UV-spekteret (200 - 320 nm), samtidig som mye effekt går tapt som varme. Imidlertid er det mulig å påtrykke mer effekt på disse lampene, slik at den baktericide effekten øker.

UV-lampenes effekt påvirkes av både driftstid og temperatur. Etter 7000 - 8000 driftstimer vil lampene normalt ha tapt ca. 20% av sin utstrålingseffekt, og bør da skiftes ut. Ytterligere reduksjon i effekt må påregnes dersom lampene slås mye av og på.

5.3.3 Mikrobiell inaktivering og reaktivering

UV-lyset inneholder mye energi som gir ukontrollerte reaksjoner der energien absorberes. Dette skjer først og fremst i flerumettede forbindelser som aromater (f.eks fenoler), noen aminosyrer (dvs enzymer og andre proteiner) og nukleinsyrer (dvs DNA og RNA). I DNA og RNA vil disse fotokjemiske transformasjonene kunne interferere med proteinsyntesen og replikasjonsprosessen, begge helt sentrale funksjoner for cellens overlevelse og reproduksjon. Man har funnet at det er skader på DNA og RNA som er den primære inaktiveringsmekanismen ved UV-bestråling, først og fremst ved dimerisering av pyrimidin-basene.

Siden den kjemiske naturen til DNA og RNA er relativt lik fra mikroorganisme til mikroorganisme, er det ikke uventet at deres sensitivitet overfor UV-bestråling er relativt lik. Observerte forskjeller ligger først og fremst i ulik evne til å rette opp skadene, den kjemiske oppbyggingen av celleveggen (spesielt hvis denne inneholder mye protein), og tilstedeværelse av UV-absorberende cellekomponenter nær cellekjernen hvor DNA/RNA befinner seg (EPA 1999a, Cairns udatert).

Naturen har utstyrt mikroorganismene med enzymsystemer som gjør dem istand til å reparere UV-skader. Reparasjon kan foregå i mørke (mørkereparasjon), men den mest effektive er avhengig av lys i bølgeområdet 330 - 480 nm (fotoreparasjon). Lyset, som kan være lampelys eller sollys, aktiverer enzymet fotolyase som er istand til å reparere DNA- og RNA-skader. Man har påvist hele 100 til 1000 ganger høyere overlevelsesgrad etter fotoreparasjon sammenliknet med bakterier som ikke har blitt eksponert for synlig lys etter UV-bestråling. Blant sykdomsfremkallende bakterier er det vist at en del fekale koliforme bakterier og *Shigella* har evnen til effektiv fotoreaktivering, mens fekale streptokokker ikke synes å ha denne egenskapen. Reparasjon i UV-bestrålte virus har ikke blitt påvist, da disse mangler de nødvendige enzymerne.

Siden DNA-skader har en tendens til å bli irreversible etter en viss tid, finnes det en kritisk tid der fotoreaktiveringen kan foregå. I badeanlegg vil bakteriene normalt eksponeres for synlig lys nesten umiddelbart etter UV-bestrålingen, noe som gjør at det bør tas høyde for fotoreparasjon. Ved å benytte tilstrekkelig høy UV-dose, vil bakteriene ikke være istand til å reparere skaden.

I Tabell 6 er noen mikroorganismers toleranse for UV-bestråling vist. Det er funnet at de fleste bakterier og virus er følsomme for UV-lys. Relativt lave UV-doser som 4 til 10 mWs/cm² inaktiverer de fleste tarmbakterier fra mennesker og varmblodige dyr (Chang og medarb. 1985, Harris og medarb.1987). Enkelte virus tåler betydelig høyere doser. Bakteriesporer og protozoer har generelt større motstandskraft mot UV-bestråling enn vegetative bakterier, selv om nyere undersøkelser har vist at UV-bestråling kan være effektiv mot enkelte parasitter (Bukhari og medarb.1999). Den lave sensitiviteten til mange bakteriesporer og protozoa-cyster er sannsynligvis knyttet til deres proteinrike, og dermed beskyttende, kapsel som omgir cellene.

Tabell 6. Tilnærmet dose for 90 % inaktivering av noen humanpatogene mikroorganismer med UV-bestråling (Wolfe 1990, Bukhari og medarb.1999, Meng og Gerba 1996, Chang og medarb.1985).

Mikroorganisme	Dose mWs/cm ²
Bakterier	
<i>Escherichia coli</i>	3.0 - 4.0
<i>Bacillus subtilis sporer</i>	37-42
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	5.5
<i>Salmonella typhi</i>	2.5
<i>S.enteritis</i>	4.0
<i>Shigella dysenteriae</i>	2.2
<i>S. paradysenteria</i>	1.7
<i>S. flexneri</i>	1.7
<i>S.sonnei</i>	3.0
<i>Staphylococcus aureus</i>	4.5
<i>Streptococcus faecalis</i>	8.0
<i>Legionella pneumophila</i>	0.38
<i>Vibrio cholerae</i>	3.4
Virus	
<i>Poliovirus I</i>	4.1 - 5.0
<i>Coliphage</i>	3.6 - 14.0
<i>Adenovirus</i>	23.6 - 30.0
<i>Hepatitis A virus</i>	3.7
<i>Rotavirus SA 11</i>	8.0
Protozoer	
<i>Giardia muris</i>	5-83
<i>G. lamblia</i>	63
<i>Cryptosporidium parvum</i>	19 - 41
<i>Acanthamoeba castellanii</i>	34

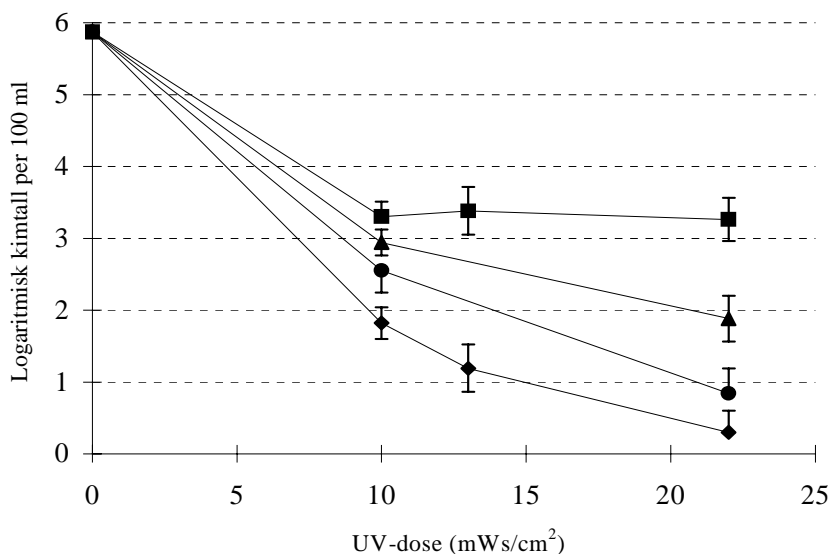
5.3.4 Faktorer som påvirker UV-bestrålingens desinfeksjonseffekt

Som nevnt ovenfor kan flere ytre forhold redusere effekten av UV-bestrålingen under praktiske betingelser. Mens faktorer som pH, temperatur og alkalitet ikke har noen vesentlig betydning for desinfeksjonseffekten, vil partikler og løste forbindelser i vannet kunne redusere effekten av UV-lyset:

Partikler

Når UV-lys sendes gjennom en løsning med partikler, vil anslagsvis 75% av den påfølgende transmisjonsnedgangen være forårsaket av absorpsjon i partiklene, mens de siste 25% vil være på grunn av refleksjon av de samme partiklene (Qualls og Johnson 1983). Absorpsjon gir redusert effekt, mens reflektert UV-lys vil fortsatt ha inaktiverende effekt på mikroorganismer. Jo mer tettpakket partiklene er med UV-absorberende materiale (aromater, proteiner, DNA osv), og jo flere partikler det er, desto mer UV-lys vil bli absorbert. Siden de aller fleste mineralske leirene vil spre mesteparten av UV-lyset (> 75%), vil disse gi minimal beskyttelse for mikroorganismene mot UV-bestråling.

I en undersøkelse ble det vist at en stor del av bakteriene som var knyttet til partikler overlevde UV-doser på 10 til 22 mWs/cm², mens det var svært få gjenlevende dersom vannet først ble filtrert gjennom silduker med lysåpninger på 50 eller 80 µm (Figur 13) (Liltved og Cripps 1999). Et sandfilter vil gi en finere filtrering enn dette, og dermed fjerne mesteparten av de partiklene som kan skape problemer i forhold til UV-desinfeksjon.



Figur 13. Partikkelstørrelsens innvirkning på inaktiveringen av bakterier (kimtall) ved UV-bestråling. Kurvene viser inaktiveringsforløpet ved økende UV-doser av vann med ulik forbehandling: ingen filtrering (■), og filtrering gjennom sildeker med lysåpninger på henholdsvis 355 µm (▲), 80 µm (●) og 50 µm (◆). Kimtallet ved start var ca. 10^6 pr. 100 ml.

Løste forbindelser

Hvis vannet inneholder mye humus og/eller jern (og derfor har høyt fargetall), vil det være lite egnet for UV-desinfeksjon. Jern og de aromatiske komponentene i humusen absorberer UV-lys sterkt, og høye konsentrasjoner kan gjøre effektiv desinfisering vanskelig.

Beleggdannelse på kvartsglassene som omslutter UV-lampene forårsaket av høye jern- og kalsiumkonsentrasjoner kan også være et betydelig problem. Belegget fører til redusert UV-intensitet. DeMers og Renner (1992) har foreslått en øvre grense for jern på 0.1 mg/l.

5.3.5 I kombinasjon med klor

Siden UV-bestråling ikke kan benyttes som eneste desinfeksjonsmetode, vil kombinasjon med klorering være aktuelt. Som poengtert ved bruk av hydrogenperoksid sammen med klorering, er det viktig å separere de to metodene. UV-bestråling vil initiere nedbrytning av både fritt og bundet klor. Etter som dette blant annet vil gi dannelse av frie radikaler med kraftig oksiderende virkning, vil den umiddelbare desinfiserende virkningen kunne øke, men mengden restklor vil reduseres.

5.4 Kobber og sølv

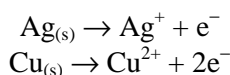
5.4.1 Kobber og sølv som desinfeksjonsmidler

Kobber (Cu) og sølv (Ag) har lange historiske tradisjoner som desinfeksjonsmidler. Allerede de gamle grekere oppbevarte vann i sisterner av kobber og sølv. Den sakte utlekkingen av metallioner i vannet sørget for en kontinuerlig desinfisering av vannet.

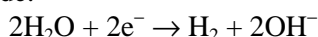
Bakgrunnen for å introdusere kobber og sølv som desinfeksjonsmidler i badeanlegg er deres langvarige desinfiserende virkning. Ionene er kjemisk stabile og brytes ikke ned som f.eks hypokloritt gjør. Det gjør det enklere å opprettholde en effektiv restdose i vannet. De danner heller ikke kloraminer (dårlig lukt og øyeirritasjoner) eller halogenerte organiske biprodukter som f.eks trihalometaner. Ulempene er først og fremst knyttet til den langsomme virkningen ved de konsentrasjoner man må holde seg på med hensyn til de badendes helse. I Drikkevannsforskriften er øvre grense satt til 10 µg/l for Ag og 1000 µg/l for Cu.

Kopper og sølv genereres elektrolytisk mens vannet som skal desinfiseres strømmer gjennom elektrolyseapparatet. Den positivt ladete anoden, som består av en sølv- og kobberlegering, frigir metallioner når det går strøm mellom denne og den negativt ladete katoden.

Anode:



Katode:



Mengden metallioner som frigis reguleres av strømtilførslen, og ligger på mikrogram-nivå pr liter vann (µg/l). Selve installasjonen av et elektrolyseanlegg er enkel og representerer en forholdsvis liten kostnad. Anoden har en normal levetid fra et halvt til ett år. Å skifte anoden kan gjøres raskt av driftspersonalet, og innebærer heller ingen stor kostnad.

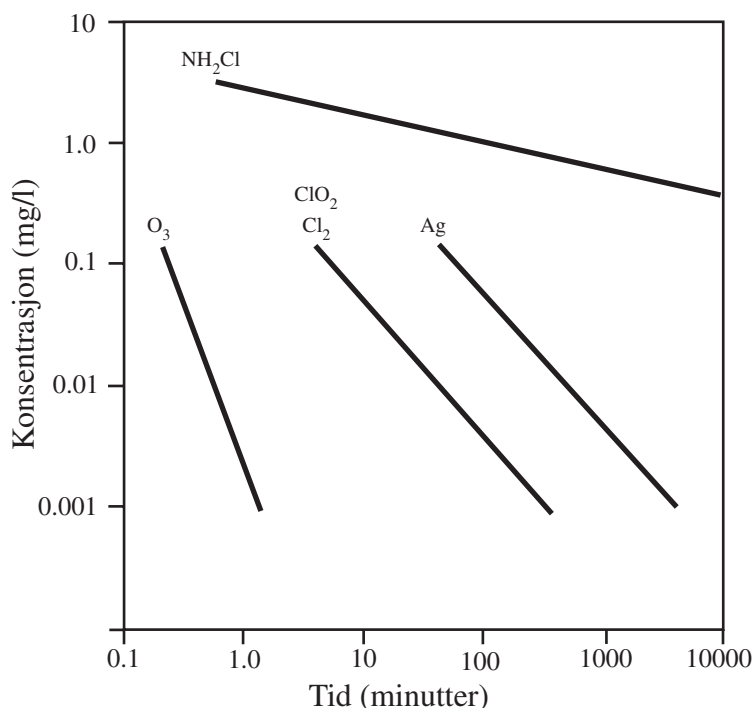
5.4.2 Mikrobiell inaktivering

Mekanismene som ligger bak inaktiveringen av ulike mikroorganismer med sølv og kobber er ikke så godt kjent. Det er indikasjoner på at begge interfererer med enzymene i cellemembranen som står for respirasjonen i cellene (Clearwater udatert). Hvis respirasjonen stopper opp, stopper også all annen celleaktivitet relativt umiddelbart opp. Spesielt enzymenes sulfhydrylgrupper (–SH) er attraktive bindingssteder for Ag og Cu. Vanligvis brukes kobber for å hindre algevekst, mens sølv inaktiverer bakterier og virus (Clearwater udatert).

Det foreligger noe erfaringer fra anlegg hvor sølv og kopper har vært benyttet som eneste desinfeksjonsmiddel. I en spansk undersøkelse av 12 innendørs badeanlegg, ble det funnet høyere antall uakseptable bakteriologiske prøver (kimtall ved 36°C og forekomst av *P. aeruginosa*) ved anleggene som praktiserte desinfeksjon med Cu/Ag (5 anlegg) enn ved referanseanleggene som brukte klorering.

I Figur 14 er effekten av sølv overfor *E. coli* vist i forhold til klorering (klorgass, klordioksid og monokloramin) og ozonering. Det kreves vesentlig lengre kontakttid for å oppnå 99,9 % inaktivering med sølv enn med klorgass, klordioksid og ozon ved samme konsentrasjon.

I Norge er kobber og sølv stort sett benyttet i kombinasjon med klor. Det er rapportert om klorreduksjoner på rundt 50% etter at elektrolytisk generert sølv og kopper er blitt introdusert. Metoder for å redusere klorforbruket er spesielt interessant i utendørs basseng, da sollys øker nedbrytningen av klor og kan gi et unormalt høyt forbruk.



Figur 14. Nødvendig konsentrasjon og kontaktid for å oppnå 99,9% inaktivering av *E. coli* med monokloramin (NH₂Cl), sølv (Ag), klordioksid (ClO₂), klorgass (Cl₂) og ozon (O₃) ved pH 7,5. Legg merke til at aksene er logaritmiske.

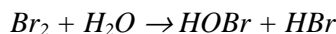
5.5 Brom

5.5.1 Brom som desinfeksjonsmiddel

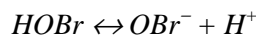
I likhet med klor er brom et kraftig oksidasjonsmiddel som benyttes ved desinfeksjon av bassengvann i flere land. Brom har noen fordeler sammenliknet med klor; det ser ut til å ha noe sterkere desinfeksjonseffekt, det gir ikke ubehaglig lukt i bassenghallen, og det gir mindre irritasjon av slimhinner og øyesvie hos de badende. Imidlertid er enkelte mennesker meget ømfintlige overfor brom, noe som gjør at disse ikke kan benytte bassengbad hvor vannet er tilsatt brom. Dessuten er brom noe mer kostbar i bruk enn klor.

Brom i konsentrert form er en rødbrun væske ved vanlig temperatur. Væsken avgir en rødlig damp med stikkende og ubehaglig lukt som virker irriterende på øyne og slimhinner. Flytende brom i kontakt med hud etterlater sår som har vanskelig for å gro. Det stilles strenge yrkeshygieniske krav til bruk av brom.

Når brom (Br_2) løses i vannet vil hypobromsyre (HOBr) og hydrogenbromsyre (HBr) dannes:

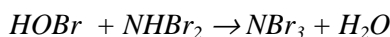
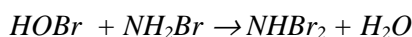
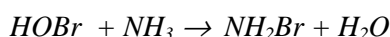


Dissosieringen av hypobromsyre er analogt til hypoklorsyre:



Ved normale pH og temperaturer i bassengvann vil konsentrasjonen av HOBr være langt høyere enn OBr^- ($\text{pK}_a = 8.7$). Det er også HOBr som er det mest virksomme desinfeksjonsmiddelet.

Som for hypoklorsyre reagerer hypobromsyre med ammoniakk og danner bundet brom (mono-, di-, og tribromamin):



Hvilken bromaminform som dannes er avhengig av pH og ammoniakk/brom-forholdet. Overgangen fra den ene bromaminformen til den andre er reversibel og skjer raskt når pH og ammoniakk/brom-forholdet endres.

Den desinfiserende virkningen av bundet brom er lavere enn for fritt brom. I bassengbad bør verdien for fritt brom ligge i området 0,4 – 0,8 mg/l.

5.5.2 Uheldige biprodukter

Også ved bruk av brom vil det dannes halogenerte biprodukter som trihalometaner (THM). Bromoform (CHBr_3) er den THM-forbindelsen som det dannes mest av når brom tilsettes bassengvann (Judd og Jefferey 1995). Det blir hevdet at de bromerte biproduktene er mindre flyktige enn klorerte biprodukter, noe som er fordelaktig med tanke på konsentrasjon i luften i svømmehallen. På den annen side er reaksjonene mellom brom og organisk stoff raskere enn tilsvarende reaksjon for klor, noe som fører til større mengder halogenerte biprodukter i vannfasen.

5.5.3 I kombinasjon med klorering

Når vann som inneholder bromid kloreres, vil bromid bli oksydert til fritt brom, mens klor blir redusert til klorid. I slikt vann vil HOBr og OBr^- være de aktive desinfeksjonsmidlene. I praksis gjøres dette gjerne på to måter: 1) Bassenget fylles helt eller delvis med sjøvann (sjøvann inneholder omkring 65 mg/l bromid), eller 2) vannet tilsettes natriumbromid (NaBr), hvorpå vannet kloreres.

5.5.4 I kombinasjon med ozon

Den såkalte HYDROZON-prosessen bruker ozon til å oksydere bromid til fritt brom, samtidig som deler av forurensingene i vannet blir oksydert. Vannbehandlingen består av ozonering – sandfiltrering – tilsetning av bromid. Anbefalt bromkonsentrasjon er 0,5 mg/l (Pacik og Rice 1991). Ved tilsats av en koagulant (1 mg/l polyaluminiumklorid) før sandfilteret, ble det funnet svært lave THM-konsentrasjoner (under 10 $\mu\text{g/l}$) i rentvannet.

6. Korrosjon i badeanlegg

6.1 Hva er korrosjon ?

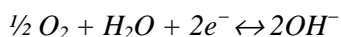
Korrosjon er egentlig en samlebetegnelse på alle nedbrytningsprosesser et materiale kan bli utsatt for av omgivelsene, men i badeanleggsammenheng tenker vi først og fremst på den sakte oppløsningen av metall og betong som er direkte forårsaket av kjemiske prosesser ved kontaktflaten mellom materialet og vannet. I badeanlegg kan korrosjon oppstå i rør av metall/betong, kuplinger, ventiler, kraner, vannvarmere og varmevekslere, samt på betong og fliselagt betong.

Bakgrunnen for at korrosjonen oppstår er gjerne knyttet til vannkvalitetsparametere som surhetsgrad (pH), alkalitet (karbonatkonsentrasjon) og hardhet (kalsiuminnhold). En lav pH-verdi (<6.5) sammen med høy alkalitet (>1 mmol/l) er spesielt ugunstig, da dette viser at vannet har høy konsentrasjon av fri "aggressiv" CO₂, som hindrer karbonatfelling og øker løseligheten av ulike metallioner (Folkehelse m.fl. 1998). Bassengvann vil også kunne ha høye konsentrasjoner av "aggressive" kloridioner, som stammer fra den kjemiske fellingen og desinfiseringen.

Korrosjon på metaller er en elektrokjemisk prosess der metallet går i løsning under frigivelse av metallioner (Me²⁺) og elektroner (e⁻):



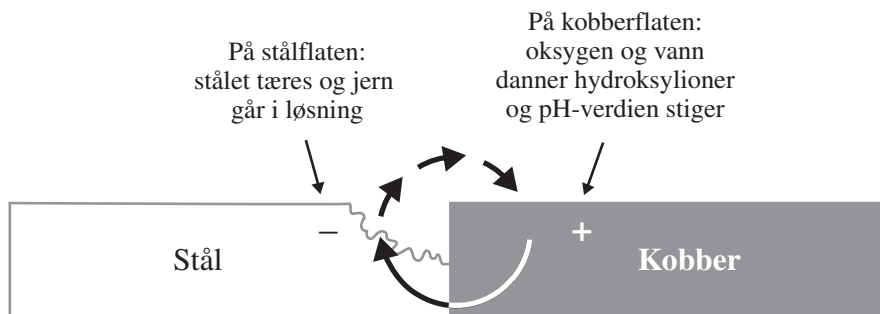
For at denne "anodereaksjonen" skal kunne fortsette, må elektronene gå inn i en samtidig og like rask "katodereaksjon", men som ikke nødvendigvis må foregå på samme sted. Avstanden mellom anode- og katodeområdet kan variere fra størrelsesorden millimeter til meter. Som oftest vil det være oksygen (O₂) som reduseres ved katoden under dannelse av hydroksylioner (OH⁻):



De oppløste metallionene reagerer med hydroksylionene og danner tungtløselig metallhydroksyd (Me(OH)₂), som er et rustprodukt. Ved høy pH vil denne metallhydroksyden ligge som en beskyttende film utenpå metallet. I karbonatholdig vann kan det dannes basiske karbonater på metalloverflaten som også virker reduserende på den videre tæringen.

Korrosjonsprosessen beskrevet ovenfor fungerer som et batteri, der prosessen er avhengig av en sluttet krets for å løpe. Elektronene må transporteres fra anoden til katoden gjennom vannet. Jo høyere ledningsevne vannet har, desto raskere går oppløsningen av metallet. Denne ledningsevnen er nært knyttet til vannets innhold av saltioner, og det vil derfor være av stor betydning å holde saltinnholdet i bassengvannet nede for å bekjempe korrosjonen.

For å angi hvor stor sjanse det for at en reduksjons-oksidasjons-reaksjon (redoks-reaksjon) skal løpe, har man laget en såkalt galvanisk spenningsrekke etter reduksjonspotensialet til aktuelle halvreaksjoner, hvor hydrogen er brukt som referanse (2H⁺ + e⁻ ↔ H₂(g)). Metaller med høye reduksjonspotensialer er mindre "edle" enn metaller som står lavere i spenningsrekken. Dersom en kobler sammen to metaller med forskjellig potensial, vil det minst edle metallet angripes av korrosjon der de to metallene står i kontakt med hverandre. Et eksempel på slik galvanisk korrosjon er vist i Figur 15.



Figur 15. Galvanisk korrosjon mellom stål og kobber. Stål er mindre edelt enn kobber, og går derfor i oppløsning i kontaktområdet mellom de to metallene.

Skal man koble sammen to metallene med forskjellig edelhet kan man forhindre galvanisk korrosjon ved å isolere dem "elektrisk" sett. I faste installasjoner er det således viktig at rør og utstyr med mindre edle metaller som bløtt stål, varmgalvanisert stål og aluminium aldri monteres i strømretningen etter kobberfør.

6.2 Korrosjon på støpejern og stål

Jern er mye brukt i form av stål, støpejern og duktilt støpejern til rørmateriale, pumper, ventiler, siler etc. Jernet kan være overflatebehandlet med sink. Når sinken er tæret bort, angripes stålet.

Når jern korroderer dannes toverdige jernioner. Er det tilgang på oksygen oksideres toverdige jern lett til treverdige jern, som avsettes på metalloverflaten som et rødbrunt jernoksid. Hvis oksygeninnholdet i vannet er lavt, dannes et svart blandingsoksid av to- og treverdige jern. Disse har forskjellig reduksjonspotensiale, noe som gir jernet dårlig beskyttelse mot videre korrosjon. Det oppstår da gjerne rustknoller som vokser innenfra, noe som igjen forårsaker gropdannelser i metallet. Er angrepet omfattende kan det ha konsekvenser for rørtverrsnittet og dermed vanngjennomstrømningen. Blandingsoksidet vil med tiden også kunne gå over til magnetitt, som kan føres videre med vannstrømmen. Siden magnetitt er magnetisk, kan det avsettes i magnetventiler og annet elektrisk utstyr som omgir seg med magnetfelt.

En alvorlig korrosjonsform på jern oppstår når et mer edelt metall enn jern, f.eks. kobber avgir ioner til vannet. Når det kobberholdige vannet står i kontakt med stål, avsettes kobberet på ståloverflaten og det oppstår såkalt groptæring på stålet. Gjennomtæring av godset kan skje i løpet av meget kort tid. Tæringshastigheten er avhengig av vannets ledningsevne (saltinnhold). Korrosjon på grunn av oppløst kobber kan oppstå på alle metaller som er mindre edelt enn kobber.

6.3 Korrosjon på kobber

I installasjoner for varmt og kaldt vann benyttes i overveiende grad rør av kobber. Kobber er også mye brukt til innvendig bekledning av trykkbeholdere for varmt vann. Valget har falt på kobber fordi det er et forholdsvis edelt metall og har følgelig god bestandighet mot korrosjon. Dessuten har kobber god varmeledningsevne.

Kobber kan angripes av forskjellige typer korrosjon, men det skjer bare ved lav pH og med oksygen tilstede:

Jevn overflatekorrosjon:

Denne skjer meget sakte (0.002 mm/år ved pH 5, det dobbelte ved pH 4 og tredjeparten ved pH 7), og må anses som ubetydelig for rørenes levetid. Denne type korrosjon kan likevel tilføre vannet betydelig mengder kobber, særlig ved passasje gjennom lange rørstrekningslinjer.

Erosjonskorrosjon:

Når vann strømmer med stor hastighet gjennom kobberrøret oppstår turbulens i vannet, og det belegget som kobberrøret har som beskytter mot korrosjon kan skades ved erosjon. Der hvor slik skade skjer, kan det oppstå et lokalt korrosjonsangrep. Utsatte steder er bend, uheldig utformede koblinger med skarpe kanter som stikker ut i vannstrømmen og innsnevring av rørdiameteren.

Groptæring:

Den mest alvorlige form for korrosjon på kobber er groptæring. Slike angrep er konsentrert til små områder, og et rør eller en plate kan gjennomtæres i løpet av kort tid uten at man derved kan påvise noe høyt kobberinnhold i vannet. Undersøkelser har vist at groptæring på kobber opptrer i surt vann ved omkring 50°C. Tæringen starter der det er avsatt jernforbindelser på overflaten. Jernet deltar i korrosjonsprosessen. Gropene har en typisk diameter på 1-2 mm, mens korrosjonen arbeider seg innover i metallet. Over gropene dannes forhøyninger som består av kobbersalter og humusstoffer fra vannet. Fra humusholdig vann har man en kontinuerlig utfelling av jernholdig slam i ledningsnett. Når slikt slam avsetter seg på metalloverflaten før den har fått et beskyttende belegg, kan det være kjerne for gropdannelse. Groptæring opptrer mest i rør der gjennomstrømningshastigheten er lav, slik at jernholdig slam avsettes.

6.4 Sink som korrosjonsbeskytter

Stål kles ofte med et belegg av sink for å beskytte mot korrosjon. Hvis pH blir holdt svakt basisk, vil et tynt lag av sinken korrodere til tungtløselig sinkoksid, som vil virke beskyttende mot videre korrosjon. Det er da viktig at vannhastigheten ikke er for høy, slik at sinkoksidbelegget får satt seg. I vann med høyt karbonatinnhold vil belegget i større grad være basisk sinkkarbonat. Slikt belegg gir sinkoverflaten enda bedre beskyttelse mot korrosjon. I varmtvannsledninger, der vannet kan ha en temperatur på over ca. 60°, mister sinkkarbonaten sin beskyttende egenskap. Sinkbelegget tæres punktvis bort, og det vil kunne oppstå groptæring på selve stålet.

Ved såkalt varmgalvanisering dyppes stålet i en smelte av sink. Varmgalvanisert stål benyttes ofte til vannrør, hydrofortanker eller til tanker for filtermasse. Sink kan også avsettes elektrolytisk på stålet. Galvanisert stål anbefales brukt bare der vannets pH eller karbonatinnhold er så høy at det vil dannes belegg av h.h.v. sinkoksid eller sinkkarbonat utenpå sinken.

6.5 Korrosjon på varmeelementer

Vannet i bassengbad varmes vanligvis opp med elektriske varmeelementer. Disse er satt sammen av flere rørslynger i kobber eller stål. Gjennom hvert rør er det ført en motstandstråd. Begge metallene vil være utsatt for korrosjon, men årsakene til at korrosjon oppstår vil være forskjellig:

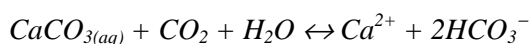
I elementer der kobber er benyttet i rørslyngene, bør temperaturen på metalloverflaten være så høy som mulig. Elementet bør alltid stå på full effekt slik at alle elementslyngene er i bruk. Korrosjonsskader oppstår som regel på de elementene som er frakoblet.

I elementer laget av rustfritt stål er det viktig at temperaturen på metalloverflaten er så lav som mulig, særlig for bassengvann hvor kloridinnholdet ofte er høyt.

6.6 Korrosjon på sementbaserte materialer

For å hindre korrosjon på sementbaserte materialer bør vannet være så nær karbonatlikevekt som mulig. Karbonatlikevekt vil si at vannet er mettet med kalsium og karbonat, slik at det ikke eksisterer noen drivende kraft for å løse opp disse forbindelsene fra sementbaserte bygningsmaterialer. Her i landet vil vann fra ledningsnett de fleste steder ha svært lave kalsium- og karbonatkonsentrasjoner. Drikkevannforskriften foreskriver et kalsiuminnhold på 15-25 mg Ca/l og et karbonatinnhold på 36-60 mg HCO_3^- /l (tilsvarer en alkalitet på 0.6-1.0 mmol/l) for å minimalisere innvendig korrosjon i drikkevannsledninger.

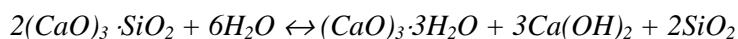
Karbonatlikevekten er gitt ved:



Løseligheten av CO_2 reduseres når temperaturen økes, slik at noe CO_2 vil kunne stripes av under oppvarmingen av badevannet i badets varmeelementer. Dette vil føre likevekten mot venstre, og kalsiumkarbonat vil kunne felle ut.

Likevekten er avhengig av pH og temperatur. Jo surere vannet er, desto mer kalsiumkarbonat vil gå i løsning. Som poengtert tidligere, vil vann rikt på karbonat også kunne danne metallkarbonatbelegg på metalloverflaten, noe som gir redusert metall-korrosjon.

Vann med lavt innhold av kalsium og karbonat er korrosivt overfor betong og de fleste metaller som står i kontakt med vannet. Herdet betong består av sementmineraler og fri kalk eller kalsiumhydroksid. I betongen har det innstilt seg en likevekt mellom ureagert sement og reaksjonsprodukter hvor hovedreaksjonen er



Fri kalk stabiliserer likevekten. Porevannet i betong har høyt kalsiuminnhold og høy pH-verdi. En utvasking av fri kalk fra porevannet forstyrrer likevekten og sementen reagerer slik at mer fri kalk dannes. En kontinuerlig utvasking av fri kalk vil derfor føre til at materialet brytes ned. Vann som inneholder lite kalsium og karbonat løser ut fri kalk fra betong og av fugemassen i flisebelagte bassenger. Dette gjør at vannets kalsiuminnhold og pH-verdi stiger, noe som igjen fører til økt syreforbruk, spesielt i den første tiden etter at et basseng er tatt i bruk.

Dersom vannet som bassenget fylles med fra før har et høyt kalsiuminnhold, kan en overmetting av kalsiumkarbonat inntreffe og en får en utfelling. Dette merkes ved at glatte flater blir røe som sandpapir. Utfellingen vil etterhvert gå i løsning igjen når bassenget er i bruk og kjemikalier tilsettes vannet.

7. Referanser

- APHA (American Public Health Association) (1989). Standard methods for the examination of water and wastewater, 17th ed. American Public Health Association, Washington D.C.
- Bitton G. 1994. Water and waste water disinfection. I Waste water microbiology (Mitchell, R. Ed). Wiley-Liss. New York, s. 113 - 139.
- Bloomfield S.F. and Arthur M. 1992. Interaction of *Bacillus subtilis* spores with sodium hypochlorite, sodium dichloroisocyanurate and chloramine-T. Jour. Appl. Bacteriol. 72, s. 166-172.
- Boyce D.S., Sproul O.J. og Buck C.E. 1981. The effects of bentonite clay on ozone disinfection of bacteria and viruses in water. Water Res. 15, s. 759-767.
- Brock T.D. og Madigan M.T. 1991. Biology of microorganisms. Prentice-Hall International, Inc. ISBN 0-13-086604-0. Utgave 6.
- Bukhari Z., Hargy T.M., Bolton J.R., Dussert B. og Clancy J.L. 1999. Medium-pressure UV for oocyst inactivation. Jour. American Water Works Association 91, s. 86-94.
- Cairns W.L. Udatert. Comparing disinfection by ultraviolet light and chlorination – the implications of mechanism for practice. http://www.trojanuv.com/papers/COMP_UV_CHL.htm
- Chang J.C.H., Ossoff S.F., Lobe D.C., Dorfman M.H., Dumais C.M., Qualls R.G. og Johnson J.D. 1985. UV inactivation of pathogenic and indicator microorganisms. Appl. Environ. Microbiol. 49, s. 1361-1365.
- Characklis W.G., Trulear M.G. og Stathopoulos N. (1980) Oxidation and destruction of microbial films. In: Water Chlorination, Environmental Impact and Health Effects (eds.: Jolley R.L., Brungs W.A. og Cumming R.B.), Vol. 3, s. 349-368.
- Chick H. 1908. Investigation of the laws of disinfection. J. Hygiene, 8, s. 92.
- Clearwater (udatert) <http://www.clearwaterpoolsystems.com/waterdis.htm>
- Copaken J. 1990. Trihalomethanes: Is swimming pool water hazardous. I Water Chlorination – Chemistry, Environmental Impact and Health Effects., Lewis Publisher, Michigan, USA. Vol. 6, s. 101-104.
- Costerton J.W. 1995. Overview of microbial biofilms. J. Ind. Microbiol. Vol 15, s. 137-140.
- DeMers L.D. og Renner R.C. 1992. Alternative disinfection technologies for small drinking water systems. AWWARF.
- Dychdala G.R. 1991. Chlorine and chlorine compounds. In Disinfection, Sterilization, and Preservation. Block ed.), Lea & Febiger, Pennsylvania, USA, s. 131-151.

- Edelstein P.H., Whittaker R.E., Kreiling R.L. and Howell C.L. 1982. Efficacy of ozone in eradication of *Legionella pneumophila* from hospital plumbing fixtures. Appl. Environ. Microbiol. Vol. 44, s. 330-334.
- Eikebrokk B., Ødegaard H., Fløgstad H., Thorsen T. og Hem L.J. 1989. Fjerning av humus fra drikkevann – metoder og muligheter. Drikkevannsrapport 30, NTNFs utvalg for drikkevannsforskning. ISBN: 82-7224-300-8.
- EPA United States Environmental Protection Agency 1999a. Alternative disinfectants and oxidants guidance manual. EPA 815-R-99-014, April 1999.
- EPA United States Environmental Protection Agency 1999b. Microbial and disinfection byproduct rules – simultaneous compliance guidance manual. EPA 815-R-99-015, August 1999.
- Farooq S. and Akhlaque 1983. Comparative response of mixed cultures of bacteria and virus to ozonation. Water Res. Vol. 17, s. 809-812.
- Folkehelsa 1989. Desinfeksjon av drikkevann. Ultrafiolett bestråling. Drikkevannsveileder B5 utgitt av Statens institutt for folkehelse.
- Folkehelsa, Riksanstikvaren, Direktoratet for naturforvaltning, Statens helsetilsyn, Miljøverndepartementet og Statens forurensningstilsyn 1998. Miljø og helse – en forskningsbasert kunnskapsbase. <http://www.folkehelsa.no/dok/miljomed/>
- Haas C.N. og Engelbrecht R.S. 1980. Physiological alterations of vegetative microorganisms resulting from aqueous chlorination. J. Water Pollution Control Fed. Vol 52(7), s. 1976-.
- Harris G. D., Adams V. D., Sorensen D. L. og Dupont, R. R. 1987. The influence of photoreactivation and water quality on ultraviolet disinfection of secondary municipal wastewater. Jour. Wat. Poll. Contr. Fed. Vol. 59, s. 781 - 787.
- Havelaar A.H., Berwald L.G., Groothuis D.G. og Baas J.G. 1985. Mycobacteria in semi-public swimming-pools and whirlpools. Zbl. Bakt. Hyg. I. Abt. Orig. B. Vol. 180, s. 505-514.
- Hoff, J. C. 1978. The relationship of turbidity to disinfection of potable water. I Evaluation of Microbiology standards for drinking water. (Hendricks, C. W. Ed), EPA-570/9-78/00C. U.S. EPA. Washington D.C., s. 103-117.
- Judd S.J. og Jefferey J.A. 1995. Trihalomethane formation during swimming pool water disinfection using hypobromous and hypochlorous acid. Water Research Vol. 29, s. 1203-1206.
- Katzenelson E., Kletter B. and Shuval H.I. 1974. Inactivation kinetics of viruses and bacteria in water by use of ozone. Am. Water Works Assoc. Vol. 66, s. 725-729.
- Kebabjian R.S. 1995. Disinfection of public pools and management of fecal accidents. Jour. Environ. Health, Vol. 56, s. 8-12.
- Korich D.G., Mead J.R., Madore M.S., Sinclair N.A. and Sterling C.R. 1990. Effects of ozone, chlorine, and monochloramine on *Cryptosporidium parvum* oocyst viability. Appl. Environ. Microbiol. Vol. 56, s. 1423-1428.
- Kristiansen H. 1989. Undersøkelse av vannkvaliteten i bassengbad. NIVA-rapport 11/89.

- LeChevallier M. W., Ewans T. M. og Seidler R. J. 1981. Effect of turbidity on chlorination efficiency and bacterial persistence in drinking water. *Appl. Environ. Microbiol.* 42: 159 - 167.
- LeChevallier M. W., Becker W. C., Schorr P. og Lee R. G. 1992. Evaluating the performance of biologically active rapid filters. *J. Am. Water Works Assoc.* 84: 136 - 146.
- Liltved H. and Cripps S. 1999. Removal of particle-associated bacteria by prefiltration and ultraviolet irradiation. *Aquaculture Research*. Vol. 30, s. 445-450.
- Lund E. 1963. Significance of oxidation in chemical inactivation of Poliovirus. *Arch. Gesamte Virusforsch.* Vol. 12, s. 648-.
- Lund V. 1999. Gjenvest av potensielt sykdomsfremkallende mikroorganismer i norske drikkevannsledninger - hvor stort er problemet og hva vet vi om årsakene? *VANN* Vol. 2, s. 417-426.
- Meng Q.S. og Gerba C.P. 1996. Comparative inactivation of enteric adenoviruses, polioviruses and coliphages by ultraviolet irradiation. *Wat. Res.* Vol. 30, s. 2665-2668.
- Metcalf og Eddy 1991. *Wastewater engineering – treatment, disposal, and reuse*. (Eds.) Tchobanoglous G. og Burton F.L., McGraw-Hill, Inc., Singapor, ISBN 0-07-100824-1. Utgave 3.
- Miljøstyrelsen 1988. *Kontrol med svømmebade. Vejledning fra Miljøstyrelsen*, Vol. 3.
- NS 4798 1991. Vannundersøkelse - *Pseudomonas aeruginosa* i vann - MPN rørmetode. Utgave 1.
- NS-EN ISO 6222 1999. Vannundersøkelse - Bestemmelse av dyrkbare mikroorganismer (kimtall) – Kolonitelling ved innstøpning i næringsagarmedium (ISO 6222:1999). Utgave 1.
- NS-EN ISO 7393-2 2000. Vannundersøkelse - Bestemmelse av fritt klor og totalklor - Del 2: Kolorimetrisk metode med N,N-dietyl-1,4-fenylendiamin for rutinekontroll. Utgave 1. (Tidligere NS 4729 Vannundersøkelse - Bestemmelse av klor. Fotometrisk metode)
- Norsk Bassengbad Teknisk Forening 2000. *Retningslinjer for vannbehandling i offentlige bassengbad*. Badeteknisk Forum.
- Nowell L.H. og Hoigne J. 1992. Photolysis of aqueous chlorine at sunlight and ultraviolet wavelengths-I. Degradation rates. *Water Research* Vol. 26, s. 593-598.
- Ongerth J.E. og Hutton P.E. 1997. DE filtration to remove *Cryptosporidium*. *J. AWWA*, Vol. 89(12), s. 39-46.
- Pacik D. og Rice R.G. 1991. The HYDROZON-kompakt process - a new method for treatment and disinfection of swimming pool and bathing water. *Ozon Science and Engineering*, Vol. 13, s. 63-91.
- Qualls R. G. og Johnson R. D. 1983. Bioassay and dose measurement in U.V. disinfection. *Appl. Environ. Microbiol.* Vol. 45, s. 872 - 877.
- Rodriguez G.G., Phipps D., Ishiguro K. og Ridgway H.F. 1992 Use of fluorescent redox probe for direct visualization of actively respiring bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.* Vol. 58, s 1801-1807.

- Schiemann D.A. 1985. Experiences with bacteriological monitoring of pool water. *Infect. Control* Vol. 6, s. 413-417.
- Smith H.V. 1992. *Cryptosporidium* and Water: A review. *Jour. Inst. Water Environ. Management*, Vol. 6, s. 443-451.
- Sosial- og helsedepartementet 1996. Forskrift for badeanlegg, bassengbad og badstu m.v. I-0862 B.
- Sosial- og helsedepartementet 1995. Forskrift om vannforsyning og drikkevann m.m. I-9/95.
- Summers R.S., Hooper S.M., Shukairy H.M., Solarik G. og Owen D. 1996. Assessing disinfection by-products yield: uniform formation conditions. *J. AWWA* Juni 1996, s. 80-92.
- Vaughn J.M., Chen Y.-S. and Thomas M.Z. 1986. Inactivation of human and simian rotaviruses by chlorine. *Appl. Environ. Microbiol.* Vol. 51, s. 391-394.
- Vaughn J.M., Chen Y.S., Lindburg K. og Morales D. 1987. Inactivation of human and simian rotaviruses by ozone. *Appl. Environ. Microbiol.* Vol. 53, s. 2218-2221.
- Venczel L.V., Arrowood M., Hurd M. og Sobsey M.D. 1997. Inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts and *Clostridium perfringens* spores by a mixed-oxidant disinfectant and by free chlorine. *Appl. Environ. Microbiol.* Vol. 63, s. 1598-1601.
- Weber W.J. 1972. *Physiochemical processes for water quality control*. Wiley-Interscience, New York, USA.
- Wickramanayake G.B. 1991. Disinfection and sterilization by ozone. In *Disinfection, Sterilization, and Preservation*. (Block ed.), Lea & Febiger, Pennsylvania, USA., s. 182-190.
- Wolfe R.L. 1990. Ultraviolet disinfection of potable water. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 24, s. 768-773.
- Ødegaard H. 1988. Oversikt over metoder for fjerning av nitrogen i avløpsvann. I *Fjerning av nitrogen i avløpsvann* (Ødegaard ed.), Tapir Forlag, Trondheim, s. 17-35.